



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA**

**Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental**

**Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental**

**LEDA FREITAS RIBEIRO**

**APLICAÇÃO DE DIÓXIDO DE CLORO COMO ALTERNATIVA PARA  
DESINFECÇÃO DE ESGOTOS SANITÁRIOS TRATADOS ATRAVÉS DE  
LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO.**

**Dissertação apresentada à Universidade  
Federal de Santa Catarina, para obtenção  
do Título de Mestre em Engenharia  
Ambiental.**

**Orientador: Dr. Flávio Rubens Lapolli**

**FLORIANÓPOLIS  
FEVEREIRO, 2001**

**APLICAÇÃO DE DIÓXIDO DE CLORO COMO ALTERNATIVA PARA  
DESINFECÇÃO DE ESGOTOS SANITÁRIOS TRATADOS ATRAVÉS DE  
LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO.**

**LEDA FREITAS RIBEIRO**

Dissertação apresentada ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

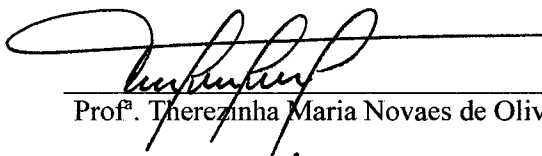
**MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

na Área de Tecnologias de Saneamento Ambiental

Aprovado por:




Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.  
(Orientador)



Profª. Therezinha Maria Novaes de Oliveira, Dr.<sup>a</sup>



Profª. Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dr.<sup>a</sup>



Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.  
(Coordenador)



Prof. Maurício Luiz Sens, Dr.

**FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL  
FEVEREIRO/2000**

Ao César, meu  
companheiro de todas  
as horas e aos meus  
filhos, César e Beatriz

## **AGRADECIMENTOS**

- Ao querido professor Dr. Flávio Rubens Lapolli pelo incentivo, orientação e paciência na execução deste trabalho.
- Aos amigos e colegas da CASAN pela disponibilização dos elementos necessários para o trabalho de pesquisa, especialmente as Técnicas Sanitaristas Terezinha dos Santos, Ruth Soares e Alessandra P. Bento da Divisão de Tratamento de Esgotos da Regional de Florianópolis e o Químico Rubens Schroeder da Divisão de Tratamento de Esgotos da Regional de Itajaí.
- Ao Eng.º Marcos Fabiano Tiburcio, Diretor de Operação da CASAN, pela disponibilização da estrutura da empresa.
- A minha mãe pelo eterno apoio.
- Ao César e aos meus filhos César e Beatriz pela compreensão de minhas faltas e apoio incondicional durante a execução deste trabalho.
- E a Deus que me deu forças durante esta jornada.



## SUMÁRIO

<b>LISTA DE QUADROS .....</b>	<b>viii</b>
<b>LISTA DE FIGURAS .....</b>	<b>ix</b>
<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>x</b>
<b>LISTA DE GRÁFICOS .....</b>	<b>xi</b>
<b>LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS.....</b>	<b>xii</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>xiv</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>xv</b>
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVOS.....</b>	<b>3</b>
<b>2.1. OBJETIVO GERAL .....</b>	<b>3</b>
<b>2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....</b>	<b>3</b>
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>4</b>
<b>3.1. CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS .....</b>	<b>4</b>
<b>3.2. DESINFECÇÃO.....</b>	<b>7</b>
<b>3.2 1. Desinfecção por agentes físicos .....</b>	<b>9</b>
<b>3.2.1.1. Calor e radiação ultravioleta .....</b>	<b>9</b>
I. Mecanismos de ação da radiação ultravioleta.....	11
II. Vantagens e desvantagens.....	15
<b>3.2.1.2. Lagoas de Maturação.....</b>	<b>16</b>
I. Mecanismos do processo .....	18
<b>3.2 2. Desinfecção por agentes mecânicos.....</b>	<b>25</b>
<b>3.2.2.1 Filtração por membranas .....</b>	<b>25</b>
I. Porosidade.....	26
II. Pressão de trabalho .....	27
III. Material e forma das membranas .....	28
IV. Aplicações.....	29
<b>3.2.3. Desinfecção por agentes químicos.....</b>	<b>31</b>

3.2.3.1. Ozônio.....	31
I. Propriedades químicas do ozônio.....	32
II. Geração de ozônio .....	33
III. Efeitos do ozônio.....	35
IV. Vantagens e desvantagens do processo .....	37
3.2.3.2. Cloro .....	38
I. Propriedades químicas.....	39
II. Efeitos da cloração.....	41
III. Formação de subprodutos organoclorados .....	43
IV. Decloração .....	48
V. Vantagens e desvantagens do processo .....	49
3.2.3.3. Dióxido de Cloro (ClO <sub>2</sub> ).....	51
I. Propriedades químicas.....	51
II. Procedimentos para obtenção do Dióxido de Cloro .....	52
III. Efeitos do Dióxido de Cloro sobre os microorganismos patogênicos.....	54
IV. Aplicações do Dióxido de Cloro.....	55
<b>3.3. ECOTOXICOLOGIA .....</b>	<b>58</b>
<b>3.3.1. Aplicações dos testes de toxicidade .....</b>	<b>60</b>
<b>3.3.2. Organismos utilizados para testes de toxicidade.....</b>	<b>61</b>
3.3.2.1. Características dos organismos .....	62
I. <i>Vibrio fischeri</i> .....	62
II. <i>Daphnia magna</i> .....	63
3.3.3. Qualidade da água para testes de toxicidade .....	64
3.3.4. Toxicidade dos efluentes domésticos tratados e os agentes desinfetantes.....	65
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>67</b>
<b>4.1 APRESENTAÇÃO .....</b>	<b>67</b>
4.1.1. Caracterização da estação de tratamento de esgotos (ETE).....	67
4.1.2. Caracterização do sistema de desinfecção .....	72

4.1.2.1. Aplicação e dosagem do dióxido de cloro no efluente tratado .....	74
4.1.2.2. Custo médio mensal de produtos químicos .....	76
4.1.3. Técnicas analíticas .....	76
4.1.3.1. Primeira etapa .....	76
4.1.3.2. Segunda etapa .....	73
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>79</b>
<b>5.1 EFEITOS DA DESINFECÇÃO NO EFLUENTE TRATADO COM</b>	
<b>    ClO<sub>2</sub> .....</b>	<b>79</b>
5.1.1. Parâmetros de influência na formação de DBPs .....	79
5.1.2 Toxicidade do ClO <sub>2</sub> .....	91
<b>6. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES .....</b>	<b>94</b>
<b>7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS .....</b>	<b>96</b>

## LISTA DE QUADROS

QUADRO 1. PRINCIPAIS DOENÇAS DISSEMINADAS ATRAVÉS DA ÁGUA CONTAMINADA, SEUS AGENTES E SINTOMAS .....	06
QUADRO 2. DOENÇAS TRANSMITIDAS ATRAVÉS DO CONTATO COM ÁGUA CONTAMINADA, SEUS AGENTES E SINTOMAS.....	07
QUADRO 3. EFEITOS DA RADIAÇÃO UV DE ACORDO COM AS CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE .....	14
QUADRO 4. PORCENTAGEM DE REMOÇÃO DE COLIFORMES FECAIS (FC), VÍRUS (V) E PARASITAS INTESTINAIS (PI) DE LAGOAS TERCIÁRIAS EM DIVERSOS PAÍSES .....	23
QUADRO 5. TIPOS DE MEMBRANAS DE SEPARAÇÃO E PRINCIPAIS PARTÍCULAS MOLECULARES E ORGANISMOS MICROSCÓPICOS RETIDOS.....	26
QUADRO 6. INTER-RELAÇÃO ENTRE FORÇA MOTRIZ E O PROCESSO DE FILTRAÇÃO POR MEMBRANAS.....	27
QUADRO 7. CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE QUE AFETAM A EFICIÊNCIA DA CLORAÇÃO .....	43
QUADRO 8. OS PRINCIPAIS SUBPRODUTOS FORMADOS COM A CLORAÇÃO E OS PRINCIPAIS EFEITOS NA SAÚDE HUMANA .....	44

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1.	POSSÍVEIS FORMAS DA ESTRUTURA MOLECULAR DO OZÔNIO COM RESSONÂNCIA MAGNÉTICA .....	33
FIGURA 2.	AS FORMAS DA ESTRUTURA MOLECULAR DOS THMS .....	46
FIGURA 3.	ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DE BALNEÁRIO CAMBORIÚ .....	68
FIGURA 4.	FLUXOGRAMA DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DE BALNEÁRIO CAMBORIÚ .....	70
FIGURA 5.	ESQUEMA DOS COMPONENTES DO GERADOR MARCA BIO-CHLOR, MODELO BOC PLUS 10000 .....	72
FIGURA 6.	BOMBA DE DOSAGEM DE ÁCIDO CLORÍDRICO E ÁGUA DE ARRASTE.....	73
FIGURA 7.	BOMBA DE DOSAGEM DE CLORITO DE SÓDIO .....	73
FIGURA 8.	FORMAÇÃO DE DIÓXIDO DE CLORO NO REATOR.....	74
FIGURA 9.	PONTO DE DOSAGEM DO $\text{ClO}_2$ NO EFLUENTE TRATADO POR LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO .....	75
FIGURA 10.	VISTA DAS INSTALAÇÕES QUE ABRIGAM O GERADOR E OS TANQUES DE PRODUTOS QUÍMICOS.....	75
FIGURA 11.	FLUXOGRAMA DO SISTEMA DE DESINFECÇÃO .....	78
FIGURA 12.	ORGANISMOS FITOPLANCTÔNICOS ENCONTRADOS NO EFLUENTE FINAL – P10 .....	81

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1. CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE BRUTO (P1) E EFLUENTE TRATADO E DESINFETADO COM $\text{ClO}_2$ (P10) .....	80
TABELA 2. VALORES MÁXIMOS, MÉDIOS E MÍNIMOS DOS SST (mg/L) NO EFLUENTE BRUTO (P1) E TRATADO (P10) DA ETE .....	82
TABELA 3. VALORES MÁXIMOS, MÍNIMOS E MÉDIOS DAS DBO E DQO REMANESCENTE (mg/L) NO EFLUENTE BRUTO (P1) E EFLUENTE TRATADO (P10) DA ETE .....	84
TABELA 4. VALORES MÁXIMOS, MÍNIMOS E MÉDIOS DA $\text{NH}_4$ (mg/L) NO EFLUENTE BRUTO (P1) E EFLUENTE FINAL DESINFETADO (P10) DA ETE.....	85
TABELA 5. QUANTIDADES DE C. FECAL – <i>E. coli</i> NMP/100 mL NO EFLUENTE BRUTO (P1), NO EFLUENTE TRATADO DA LAGOA FACULTATIVA II (P7) E NO EFLUENTE TRATADO COM $\text{ClO}_2$ (P10) DA ETE DE BALNEÁRIO CAMBORIÚ.....	90
TABELA 6. VALORES MÁXIMOS MÉDIOS E MÍNIMOS DE C. FECAL - <i>E. coli</i> NMP/100 mL NO EFLUENTE BRUTO (P1), EFLUENTE TRATADO DA LAGOA FACULTATIVA II (P7) E NO EFLUENTE TRATADO COM $\text{ClO}_2$ (P10) DA ETE DE BALNEÁRIO CAMBORIÚ .....	91
TABELA 7. RESULTADO DOS TESTES DE TOXICIDADE NO EFLUENTE LOGO APÓS A DESINFECÇÃO (P10), UM PONTO INTERMEDIÁRIO (P11) E ANTES DE CHEGAR AO CORPO RECEPTOR (P12) .....	92

## LISTA DE GRÁFICOS

- GRÁFICO 1 - SST (mg/L) NO EFLUENTE BRUTO (P1) E NO EFLUENTE FINAL TRATADO E DESINFECTADO (P10) ..... 82
- GRÁFICO 2 - CARACTERIZAÇÃO DE VALORES DA DBO E DQO mg/L NO EFLUENTE BRUTO (P1) E NO EFLUENTE FINAL TRATADO E DESINFECTADO (P10)..... 84
- GRÁFICO 3 - CARACTERIZAÇÃO DA  $\text{NH}_4$  (mg/L) NO EFLUENTE BRUTO (P1) E EFLUENTE FINAL DESINFETADO (P10) DA ETE..... 86

## LISTA DE SIMBOLOS E ABREVIATURAS

ABES	- Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental
ABNT	- Associação Brasileira de Normas Técnicas
AFNOR	- Association Française de Normalisation
ANFRI	- Associação dos Municípios da Região da foz do rio Itajaí-açu
ASTM	- American Society for Testing and Materials
ASTM	- American Society for Testing and Materials
AWWA	- American Water Works Association
CASAN	- Companhia Catarinense de Águas e Saneamento
CETESB	- Companhia de Tecnologia de saneamento ambiental
Cl <sub>2</sub>	- Cloro
CL <sub>50</sub>	- Dose Letal Média
ClO <sub>2</sub>	- Dióxido de Cloro
ClO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	- Clorito
ClO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	- Clorato
CONAMA	- Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	- Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBP	- Subprodutos da Desinfecção
DIN	- Deutsches Institut für Normung
DNA	- Ácido Desoxiribonucleico
DQO	- Demanda Química de Oxigênio
EPA	- Environmental Protection Agency
ETA	- Estação de Tratamento de Água
ETE	- Estação de tratamento de Esgoto
FATMA	- Fundação de Amparo a Tecnologia e Meio Ambiente
FD <sub>BL</sub>	- Fator de diluição para bactéria bioluminescente <i>Vibrio fischeri</i>
FD <sub>D</sub>	- Fator de diluição para <i>Daphnia magna</i>
GTZ	- Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit
INRESA	- - Integrated Rural Energy Sistem Association



INRESA	- Integrated Rural Energy Sistem Association
ISO	- International Organization for Standardization
MBR	- Membrana Filtrante em Bioreator
MF	- Membrana Filtrante
N orgânico	- Nitrogênio Orgânico
NF	- Nanofiltração
NH <sub>4</sub>	- Amônia
NO <sub>2</sub>	- Nitrato
NO <sub>3</sub>	- Nitrito
O <sub>3</sub>	- Ozônio
OMS	- Organização das Nações Unidas
OR	- Osmose Reversa
PAA	- Ácido Paracético
pH	- Potencial Hidrogênio
RNA	- Ácido Ribonucleico
SAMAE	- Serviço Municipal de Águas e Esgoto
SANEPAR	- Companhia de Saneamento do Paraná
SDT	- Sólidos Dissolvidos Totais
SESP	- Serviço Especial de Saúde Pública
SODIS	- Solar Disinfection
SSF	- Sólidos Suspensos Fixos
SST	- Sólidos Suspensos Totais
SSV	- Sólidos Suspensos Voláteis
ST	- Sólidos Totais
THM	- Trihalometanos
TOC	- Total Organic Carbon
UF	- Ultrafiltração
UNICEF	- United Nations Children's Fund.
UV	- Ultra Violeta
WHO	- World Health Organization

## RESUMO

Este trabalho foi desenvolvido nesta Estação de Tratamento de Esgotos – ETE, da cidade de Balneário Camboriú, com o objetivo de avaliar a eficiência e do desinfetante Dióxido de Cloro ( $\text{ClO}_2$ ) em efluente tratado por lagoas de estabilização. Os estudos foram realizados em duas etapas. Na primeira etapa foi feita a avaliação da ETE através de parâmetros físico-químicos rotineiros, a eficiência do desinfetante na inativação dos microorganismos do grupo coliforme e a possibilidade da formação de subprodutos secundários da desinfecção. Foram realizados estudos no efluente bruto e no efluente tratado desinfetado para caracterização de subprodutos da desinfecção (DBP). Os Trihalometanos (THM), foi o DBP estudado e valor máximo encontrado foi 1,86  $\mu\text{g/L}$  de clorofórmio e o valor mínimo de 0,3  $\mu\text{g/l}$  de clorofórmio. Na segunda etapa, foram feitos testes de toxicidade para avaliar os efeitos do agente químico  $\text{ClO}_2$  nos microorganismos componentes da biota aquática do corpo receptor dos efluentes tratados, o Rio Camboriú. Para avaliação da toxicidade, foram coletadas amostras no efluente tratado e desinfetado e também em outros dois pontos à jusante da desinfecção, onde o efluente se mistura com águas de córregos e flui para o corpo receptor o Rio Camboriú. Os bioensaios foram realizados com o microcrustáceo *Daphnia magna* e a bactéria luminescente *Vibrio fischeri* e os resultados mostraram que o efluente desinfetado apresentou toxicidade para os microorganismos estudados.

## ABSTRACT

This study was conducted at the Sewage Treatment Station for the municipality of Balneário Camboriú, in order to evaluate the efficiency of the disinfectant Chlorine Dioxide ( $\text{ClO}_2$ ) used in effluent treated in stabilization ponds. The studies were conducted in two stages. The first stage evaluated routine physical-chemical parameters at the Sewerage Treatment Station; the efficiency of the disinfectant in rendering the microorganisms of the coliform group inactive, and the possibility that the disinfection process caused the formation of secondary by-products. The raw effluent and the disinfected effluent were examined for by-products of the disinfection process (DBP). Trihalomethanes (THM) were the DBPs studied and the maximum amount found was 1.86  $\mu\text{g/L}$  of chloroform THM and the minimum 0.3  $\mu\text{g/l}$  of chloroform THM. In the second stage, toxicity tests were conducted to evaluate the chemical agent  $\text{ClO}_2$ 's effects on aquatic microorganisms in the receiving body of the treated effluents, the Camboriú River. For this toxicity evaluation, samples were collected in the treated and disinfected effluent and also at two points downstream from the point of disinfection, where the effluent is mixed with stream water and flows into the Camboriú River. The biological samplings were conducted with the microcrustacean *Daphnia magna* and the luminescent bacteria *Vibrio fischeri*. The results showed that the disinfected effluent presented toxicity in the microorganisms studied.

## 1. INTRODUÇÃO

As atividades de saneamento básico têm um papel preponderante na qualidade de vida dos centros urbanos, como promover a saúde fornecendo água potável e assim evitar doenças de veiculação hídrica, como também a manutenção do saneamento básico, promovendo a conservação ambiental, obtida quando os esgotos domésticos são tratados e dispostos adequadamente.

Os problemas ambientais ocasionados pelo desenvolvimento econômico tem chamado a atenção da sociedade na questão desenvolvimento e preservação ambiental. Os centros urbanos se desenvolvem rapidamente tornando-se difícil acompanhar ou até implantar soluções a curto prazo para minimizar os impactos ambientais causados por tal desenvolvimento. Diante da situação, vem se tentando ultimamente estudar as possibilidades que não tratam unicamente de aspectos referentes ao controle da poluição mas também, da prevenção e da minimização dos danos ambientais que uma estação de tratamento de esgotos pode causar, principalmente na etapa final do tratamento dos efluentes.

Por essa razão, a adoção de desinfecção em efluentes domésticos tratados é uma forma de gerenciar um problema ambiental que é a contaminação do corpo receptor por organismos patogênicos, um esforço para resolver um problema que impede a solução perfeita, mas que conduz para uma solução de melhor compromisso. Cada vez mais é necessário eliminar ou reduzir partículas poluentes remanescentes do tratamento dos efluentes.

A desinfecção é uma etapa importante para a preparação do efluente para os múltiplos usos. Os perigos que este tipo de água pode causar está relacionado aos microorganismos patogênicos que ela pode conter. O contato direto humano com essas águas poderão causar riscos à saúde, também oferecem riscos, a ingestão de alimentos provenientes de culturas irrigadas com este tipo de água.

Os efluentes tratados, desinfetados e livres de microorganismos patogênicos além da agricultura, podem ser reaproveitados também nos centros urbanos para irrigação de jardins, parques, canteiros centrais das avenidas, pátios e jardins de escolas, complexos turísticos e limpezas de vias públicas, limpeza de sanitários, entre outros.

O processo de decisão da escolha do agente desinfetante a ser utilizado deve levar em consideração vários critérios, como as características do efluente a ser tratado, a qualidade do efluente que se deseja obter após a desinfecção, os padrões de lançamento que deve-se atender para cumprir a legislação vigente, a preocupação com a formação de subprodutos nocivos a saúde pública e ao meio ambiente, a segurança do método e os custos para implantar e manter o processo.

Em Balneário Camboriú, um dos principais pólos turísticos de Santa Catarina, a CASAN - Companhia Catarinense de Águas e Saneamento, concessionária dos serviços de água e esgoto adotou a aplicação de desinfetante dióxido de cloro ( $\text{ClO}_2$ ), como tratamento de desinfecção para o efluente final do sistema de tratamento de esgotos da cidade.

Este processo foi adotado devido as características do efluente, que apesar de passar pelos processos de tratamento por lagoas de estabilização apresenta sólidos em suspensão e nutrientes característicos do tipo de sistema, como o fitoplâncton e algumas formas de nitrogênio e que não são totalmente removidos durante o tratamento.

Efluentes com estas características somados outros desinfetantes químicos podem formar alguns subprodutos altamente impactantes ao meio ambiente, mesmo sendo eficientes na inativação dos microorganismos patogênicos remanescentes dos processos de tratamento.

A escolha desta tecnologia se dá pelo fato de que a descarga do corpo receptor ocorre na Barra Sul na praia da Cidade de Balneário Camboriú onde deve ser respeitado os padrões de balneabilidade, isto é, permitindo que a mesma seja própria para o banho, e ao mesmo tempo, que este processo não prejudique os organismos habitantes daquele ecossistema.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. OBJETIVO GERAL**

- Estudar o desempenho do agente químico Dióxido de Cloro ( $\text{ClO}_2$ ) na desinfecção de esgotos domésticos tratados através de lagoas de estabilização.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Avaliar o comportamento do desinfetante Dióxido de Cloro ( $\text{ClO}_2$ ) na presença de componentes químicos característicos dos efluentes tratados por lagoas de estabilização e a formação de subprodutos que causam impactos negativos ao meio ambiente.
- Verificar a toxicidade do Dióxido de Cloro ( $\text{ClO}_2$ ) no efluente tratado através de indicadores biológicos.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1. CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS

A incidência de doenças causadas por infecções intestinais e os óbitos atribuídos à falta de saneamento básico exigem das autoridades sanitárias ações no sentido de reduzir estas enfermidades e proporcionar melhor qualidade de vida às comunidades.

A primeira suspeita de que a água quando utilizada para consumo humano poderia transmitir algumas doenças é datada de 1849, quando poderia ter sido a transmissora do cólera. Com o desenvolvimento da microscopia, durante a segunda metade do século XIX, ficou evidenciado que os principais vetores de doenças eram microorganismos, principalmente bactérias e vírus e, definitivamente comprovado já no século XIX, década de 1870, através dos trabalhos de ROBERT KOCH (ELLIS, 1991, citado por GRASSI e JARDIM, 1993).

O ressurgimento de doenças, como o caso do cólera, é preocupante e estimula a necessidade de aplicar e desenvolver tecnologias que reduzam ou eliminem os vetores causadores destas moléstias.

Segundo a Organização Mundial da Saúde - OMS (1999), na América Latina e no Caribe as doenças de origem hídrica, oriundas da contaminação dos recursos hídricos utilizados para o consumo humano, causaram grande impacto na população. Em 1991, o cólera ressurgiu e se estendeu a 21 países ocasionando 1.207.313 casos da doença até 1997, com um saldo de 11.959 óbitos. Até pouco tempo acreditava-se que o progresso da higienização dos alimentos, a melhoria das tecnologias do saneamento básico, e maior cobertura no abastecimento de água potável e esgoto tratado teriam levado à erradicação do cólera, como aconteceu na Europa.

No Capítulo 18 da Agenda 21 que refere-se a proteção da qualidade dos recursos hídricos cita: *“...Uma oferta de água confiável e o saneamento ambiental são vitais para proteger o meio ambiente, melhorando a saúde e mitigando a pobreza. Estima-se que 80% de todas as moléstias e mais de um terço dos óbitos dos países em desenvolvimento sejam causados pelo consumo de água contaminada e, em média, até um décimo do tempo produtivo de cada pessoa se perde devido a doenças relacionadas com a água...”*

As conseqüências do crescimento populacional, o elevado padrão de vida e de industrialização, diminuíram as reservas de água de boa qualidade para a sobrevivência das espécies aquáticas e para o abastecimento público, tornando-se necessário procurar alternativas para proteger estas reservas disponíveis, normalmente com custos expressivos, tornado-se cada vez mais elevado o custo da água tratada disponível para o abastecimento público.

Em países desenvolvidos como os Estados Unidos, apesar do controle sanitário, doenças como as gastroenterites são verificadas. Desde 1981 até 1988 foram constatados 248 casos de epidemias destas doenças neste país (OMS,1999).

Segundo a Associação Brasileira de Engenharia Sanitária - ABES (1994), no Brasil cerca de 65% das internações hospitalares são resultantes de doenças de veiculação hídrica, ocasionando o agravamento do quadro da saúde pública com o aumento dos índices de mortalidade infantil e de morbidade.

Nos ecossistemas aquáticos são encontrados inúmeros microrganismos que compõem a biota aquática natural e aqueles que são introduzidos no meio sem fazer parte dele como patogênicos, que encontram-se ali principalmente pela falta de saneamento básico. Eles não provocam qualquer modificação ecológica porque a água é apenas o veículo eventual para chegar ao homem, o seu verdadeiro ambiente.

A contaminação microbiológica da água ocorre geralmente através das fezes de origem humana ou animal. Isso ocorre, principalmente, quando os



curtos d'água são corpos receptores de excretas de pessoas doentes ou portadoras saudáveis de patógenos.

A utilização de águas contaminadas para consumo humano está associada a maioria das perturbações na saúde humana estando relacionadas aos vários tipos de agentes patogênicos, demonstrados no Quadro 1.

**QUADRO 1 - PRINCIPAIS DOENÇAS DISSEMINADAS ATRAVÉS DA ÁGUA CONTAMINADA, SEUS AGENTES E SINTOMAS.**

DOENÇA	AGENTE CAUSAL	SINTOMA
<b>Ingestão de água contaminada</b>		
<b>Origem Bacteriana</b>		
Desintéria bacilar	<i>Shigella spp</i>	Forte diarreia
Cólera	<i>Vibrio cholerae</i>	Diarreia extremamente forte. Desidratação e alta taxa de mortalidade.
Febre tifóide e paratifóide	<i>Salmonella typhi</i> <i>Salmonella paratyphi A e B</i>	Febre elevada, diarreia, Ulceração do intestino delgado.
Leptospirose	<i>Leptospira sp</i>	Icterícia e febre.
Salmonelose	<i>Salmonella sp</i>	Febre náusea e diarreia.
<b>Origem Parasitária</b>		
Desintéria amebiana	<i>Entamoeba histolítica</i>	Diarreia prolongada, com sangramento, abscessos no fígado e intestino delgado.
Cryptosporidiose Giardíase	<i>Cryptosporidium parvum</i> <i>Giardia lamblia</i>	Diarreia leve a forte, náusea, indigestão e flatulência.
<b>Origem Viral</b>		
Gastroenterite	<i>Vírus (enterovírus, rotavírus e parvovírus)</i>	Diarreia leve a forte.
Hepatite infecciosa Dengue	<i>Vírus (vírus da Hepatite A)</i> <i>Poliomielites vírus</i>	Icterícia e febre Paralisia

FONTE: BENENSON (1985) TCHOBANOGULUS e SCHROEDER (1985) apud por VON SPERLING (1995).

Corpos d'água contaminados e não saneados quando são utilizados também para recreação primária podem contribuir para a disseminação de doenças, como as relacionadas no quadro 2.

QUADRO 2 - DOENÇAS TRANSMITIDAS ATRAVÉS DO CONTATO COM ÁGUA CONTAMINADA, SEUS AGENTES E SINTOMAS.

DOENÇA	AGENTE CASUAL	SINTOMA
Contato de água contaminada		
Escabiose	<i>Sarcoptes scabiei</i>	Úlcera da pele
Tracoma	<i>Chlamydea tracomatis</i>	Inflamação dos olhos. Cegueira parcial ou completa.
Verminoses tendo a água como um estágio no ciclo		
Esquistossomose	<i>Schistossoma mansoni</i>	Diarréia, aumento do baço e do fígado e hemorragias
Transmissão através de insetos tendo a água como um meio de procriação		
Malária	<i>Plasmodium</i> (Protozoário)	Febre, suor e calafrios. Gravidade conforme o tipo do <i>Plasmodium</i> .
Origem viral		
Febre amarela	Flavivírus	Febre, forte dor de cabeça, vômitos, e náusea. Febre, forte dor de cabeça, dores nas juntas e músculos, erupções
Dengue	Flavivírus	
Origem helmíntica		
Filariose	<i>Wuchereria bancrofti</i>	Obstrução dos vasos, deformação nos tecidos.

FONTE: BENENSON (1985) TCHOBANOGLUS e SCHROEDER (1985) *apud* por VON SPERLING (1995).

3.2. DESINFECÇÃO

A principal finalidade da desinfecção em águas residuárias domésticas é promover a inativação e destruição dos microrganismos patogênicos. Este processo consiste em aplicar um agente físico ou químico para destruir os microorganismos patogênicos, o que assegura e protege o homem das infecções originadas de águas contaminadas.

De acordo com ALVARENGA (1998), a primeira referência de desinfetante que se tem notícia foi feita por Homero em *A Odisséia*, onde citava o uso do enxofre na forma de dióxido de enxofre (aproximadamente 800 a.C.), ainda hoje utilizado como desinfetante de frutas secas, sucos de frutas e vinhos.

LOUIS PASTEUR (1822-1895), com seu trabalho criterioso demonstrou que muitos microrganismos são os responsáveis por doenças infecciosas, desenvolvendo metodologias empregadas até a atualidade como o processo de desinfecção pelo método físico denominado pasteurização (ALVARENGA, 1998).

A contaminação de microrganismos patogênicos nos mananciais aproveitados para os usos múltiplos pode ser minimizada ou reduzida, através de vários processos de desinfecção existentes nos efluentes domésticos.

Segundo LAVRADOR FILHO (*apud* por MOTA 1997), o reuso de águas é o aproveitamento de águas previamente utilizadas, uma ou mais vezes, em alguma atividade humana, para suprir as necessidades de outros usos benéficos, inclusive o original.

A reutilização de esgotos tratados é uma prática antiga em muitas partes do mundo, mas ainda pouco usada no Brasil o reuso de águas é um assunto ainda tratado com certa reserva e até com certo preconceito. Na Europa, a utilização de esgoto em pequenos sistemas de irrigação desenvolveu-se a partir do século XVIII, enquanto nos Estados Unidos da América isso aconteceu a partir de 1870, (MOTA 1997).

Para o reaproveitamento das águas servidas, principalmente agricultura, é necessário que haja garantias de que o efluente tratado não contenha microrganismos disseminadores de doenças.

A desinfecção nem sempre destrói todos os microrganismos, mas deverá eliminar todos os organismos que foram selecionados, diferente da esterilização, que é caracterizada por destruir todos os microrganismos encontrados no meio que vai sofrer tal processo.

Os agentes da desinfecção podem ser classificados de acordo com o seu mecanismo ou sua ação de destruição.

De acordo com ROSSIN, citando FAIR *et al.* (apud MEYER, 1994), um bom desinfetante pode ser caracterizado como:

- a) ter a capacidade de destruir, em um certo período tempo, na quantidade que se apresentam e nas condições encontradas no ambiente, organismos patogênicos;
- b) não apresentar toxicidade para o homem e outros organismos da biota aquática;
- c) a concentração residual deve constituir uma barreira sanitária contra eventual recontaminação antes do uso.

A desinfecção pode ser efetuada através de agentes físicos e químicos, que podem ser da seguinte forma:

- a) agentes físicos - aplicação direta de energia sob forma de calor;
- b) agentes químicos - aplicação de substâncias químicas que atuam sobre os microrganismos.

Atualmente, além das metodologias de desinfecção químicas e físicas acima citadas são adotados outros agentes mais sofisticados, como os processos mecânicos e radioativos.

### **3.2.1. DESINFECÇÃO POR AGENTES FÍSICOS**

#### **3.2.1.1. Calor e Radiação Ultravioleta**

O calor e a luz são os dois agentes físicos utilizados para desinfecção de águas. Ferver a água até o ponto de ebulição é uma maneira de destruir microrganismos causadores de doenças - uma prática comum para potabilização de águas em regiões menos favorecidas.

O calor é largamente utilizado na indústria de laticínios, mas não é possível adotar esta prática para desinfecção de águas residuárias domésticas

porque o custo é elevado. A pasteurização do lodo remanescente do tratamento de esgotos domésticos é largamente utilizada na Europa (METCALF & EDDY, 1991).

A luz solar também é um bom desinfetante, principalmente os raios ultravioleta, mas a eficiência do processo depende da penetração dos raios na água.

SOUZA *et al.* (1999), citam pesquisas relativas à desinfecção solar, conhecida como SODIS (*Solar Disinfection*), iniciada no final da década de 70. Estes estudos só vieram a tomar corpo a partir de 1985, inicialmente financiados por organismos internacionais como a UNICEF e a *Integrated Rural Energy Sistem Association* (INRESA), da Universidade das Nações Unidas, e os resultados fazem parte de relatórios publicados por essas organizações.

ACRA *et al.* (*apud* SOUZA, 1999), realizaram testes em batelada para avaliar o efeito da radiação solar na qualidade da água a ser usada na preparação de soluções de rehidratação oral. Amostras contaminadas com esgotos foram expostas ao sol e à luz artificial durante algumas horas em recipientes transparentes de tamanho e material variado. Os resultados demonstraram que 99,9% das bactérias coliformes foram eliminadas depois de 95 minutos de exposição ao sol, enquanto foram necessários 630 minutos para se conseguir o mesmo efeito nas amostras de controle que foram mantidas à luz artificial. Entretanto, os autores alertam para necessidade de mais testes para comprovar este aspecto.

Posteriormente, foram realizados testes com unidades de fluxo contínuo e os bons resultados obtidos por ACRA e colaboradores motivaram a Associação do Sistema Rural do Sistema Integrado de Energia do Canadá a iniciar, em 1985, um trabalho para incentivar a pesquisa e a disseminação da desinfecção solar. As pesquisas realizadas por instituições do Peru, Colômbia, Nigéria, Egito e Sri-Lanka confirmaram o efeito germicida da radiação solar e seu potencial de utilização, mas na falta de uma metodologia padronizada, os experimentos pouco

contribuíram para o desenvolvimento de unidades de desinfecção solar (SOUZA *et al.*, 1999).

Artificialmente, as fontes de radiação ultravioleta são emitidas através de lâmpadas de vapor de mercúrio de baixa e média pressão, de fonte incandescente e que utilizam o efeito arco (DANIEL, 1992).

A radiação ultravioleta (UV) foi descoberta como ação germicida, em 1877, por Downes e Blunt e é aplicada como desinfetante em águas para abastecimento público desde 1900, (KOLLER, citado por CAMPOS *et al.*, 1991).

Recentemente, os estudos estão concentrados para utilização deste processo em águas residuárias, mostrando-se apropriado para esse fim porque pode ser um eficiente germicida sem formar compostos tóxicos.

Estudos realizados por ANDREADAKIS *et al.* (1999), em esgotos domésticos com tratamento secundário submetidos à radiação UV apresentaram bons resultados, mesmo quando a quantidade de sólidos em suspensão era elevada e requeriam doses maiores de UV.

## I. Mecanismos de ação da radiação ultravioleta

Este processo consiste em transferir energia eletromagnética de lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio para o material genético (DNA e RNA) dos microrganismos patogênicos, destruindo a capacidade de reprodução das suas células.

A reprodução celular dos organismos ocorre quando os ácidos nucleicos armazenam as informações genéticas necessárias a sua sobrevivência. Quando a radiação ultravioleta penetra na parede celular, a energia é absorvida pelos ácidos nucleicos, proteínas e outras moléculas biologicamente importantes, provocando alterações bioquímicas letais aos microrganismos.

De acordo com BORUP e ADMS; HARM; LUCKIESH e HOLLADAY; OLIVER e CAREY; OLIVER e COSGROVE (*apud* CAMPOS *et al.*, 1991), quando a radiação atravessa a parede da célula e atinge o DNA gera dímeros de

pirimidina de um mesmo fio de cromossomo que impede a duplicação normal dos microrganismos. A produção máxima desses dímeros ocorrem no comprimento de onda de 253,7 nm.

Apesar das alterações bioquímicas que o microrganismo sofre com a ação ultravioleta, ele pode recuperar sua capacidade de reprodução quando cessada a radiação. Esta reversão ocorre através de recuperações fotoenzimáticas que monomerizam *in situ* os dímeros de pirimidina, pela ação de uma enzima que age na presença de luz ultravioleta de comprimento maior do que 300 nm ou luz visível de ondas curtas menor que 500 nm (DANIEL & CAMPOS, 1992).

Além deste fenômeno, os nucleotídeos dos microrganismos lesados pela radiação podem se substituídos através da ressíntese da seqüência original dos mesmos, fato denominado de recuperação no escuro.

Segundo LAZAROVA *et al.* (1999), resultados obtidos de vários tipos de tratamento secundário e terciário de águas residuárias mostraram que 30 a 45 m Ws/cm<sup>2</sup> de doses de radiação UV foram suficientes para assegurar a remoção de 3 a 5 log de coliformes totais, coliformes fecais e *Streptococcus fecal*.

A inativação dos patogênicos depende da concentração de sólidos em suspensão total. Estudos realizados pela Environmental Protection Agency - EPA (1992) e outros autores citados por LAZAROVA *et al.* (1999), concluíram que efluentes com tratamento primário melhorado quimicamente requerem altas dosagens de UV.

Ensaio realizados por DANIEL *et al.* (1992), demonstraram que lâminas de efluente de 2,0 cm de profundidade, tempo de exposição de radiação de 40 segundos e sólidos suspensos totais (SST) de 25,0 mg/L, apresentam inativação de coliformes totais 4,9 vezes menor que efluentes de 8,0 mg/L de SST. Amostras de efluentes que tiveram exposição de 80 segundos, para lâminas de 3 cm de profundidade e SST de 12,6 mg/L, apresentaram inativação de coliformes totais 68 vezes menor do que amostras com SST de 2,3 mg/L. Finalmente, para lâminas de 6,0 cm de profundidade e tempo de exposição de 40 segundos, há

redução de 8,8 vezes menor na inativação de coliformes totais para amostra de SST de 24,0 mg/L em relação à amostra de 15,3 mg/L de SST.

Para se obter eficiência na desinfecção de efluentes com lâminas superiores a 6 cm de profundidade na remoção de coliformes, são necessárias quantidades maiores de energia (SAMPAIO, 1985).

A fotoreativação dos coliformes totais para a lâmina de 6 cm também foi estudada, constatando-se que quanto maior a espessura da lâmina líquida menor a dose média de UV recebida no mesmo tempo de exposição, ou ainda, a diferença de resistência à radiação UV de certos microrganismos está relacionada as suas características genéticas ou fisiológicas (DANIEL, 1992).

Segundo a EPA (1999b), vários fatores são necessários para uma boa eficiência na desinfecção por UV, tais como:

- a) características hidráulicas do reator:
  - canal onde o efluente que vai receber UV terá que ter vazão uniforme, área sem curto circuito ou zonas mortas, para poder ocorrer a máxima exposição de energia;
- b) intensidade da radiação UV:
  - idade da lâmpada, desincrustações na mesma, sua configuração e localização no reator;
- c) características do efluente:
  - presença de sólidos em suspensão e coloidais, densidade bacteriana inicial e outros parâmetros físico-químicos. Tanto os sólidos em suspensão como a concentração de partículas associadas determinam a quantidade de UV que irá atingir eficientemente os microrganismos. Quanto menor a concentração de partículas maior é a absorção de radiação UV pelos organismos.



As características químicas do efluente também poderá afetar ou não o bom desempenho da desinfecção por UV, conforme listado no Quadro 3.

**QUADRO 3 – EFEITOS DA RADIAÇÃO UV DE ACORDO COM AS CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE.**

<b>CARACTERÍSTICA DO EFLUENTE</b>	<b>EFEITOS DA RADIAÇÃO UV</b>
Amônia, Nitrito e Nitrato	Pouco efeito, se houver
Demanda bioquímica de oxigênio	Pouco efeito, mas se uma grande porção da DBO for de compostos húmicos ou insaturados, então a transmitância da radiação UV poderá diminuir.
Dureza	Afeta a solubilidade dos metais que podem absorver luz UV. Poderá ocorrer a precipitação de carbonatos nos tubos de quartzo.
Ferro e Materiais Húmicos	Alta absorção de radiação UV.
pH	Afeta a solubilidade dos metais e carbonatos.
Sólidos suspensos totais	Absorve radiação UV e protege os microrganismos da radiação.

Fonte: EPA (1999b)

Os sistemas de desinfecção por UV são compostos pelas lâmpadas de vapor de mercúrio com efeito em arco, de baixa ou média pressão e baixa ou alta intensidade, reator e balastros. A energia gerada do vapor de mercúrio na lâmpada resulta na emissão de UV (METCALF & EDDY, 1991).

A intensidade de emissão de radiação ultravioleta depende da temperatura da lâmpada, sua idade e flutuação de voltagem na linha de alimentação. A intensidade da radiação emitida pelas lâmpadas se dissipa conforme a distância e quantidade das mesmas. As lâmpadas de baixa pressão emitem essencialmente luz monocromática a um comprimento de onda de 253,7 nm, com tamanho variando de 0,75 a 1,5 m de comprimento e diâmetro de 1,5 a 2,0 cm. A temperatura ideal da parede das lâmpadas deverá ser entre 35 a 50° C (EPA, 1999b).

As lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio são as mais adequadas para inativação dos microrganismos porque emitem a maior parte de sua energia, aproximadamente de 85% a 90%, no comprimento de onda de 253,7 nm tendo uma vida útil longa, de 4.000 a 5.000 horas (DANIEL, 1992).

Para desinfecção, geralmente são utilizadas lâmpadas de média pressão devido a facilidade de operação e a intensidade da radiação, que é 15 a 20 vezes mais germicida que a das lâmpadas de baixa pressão. Elas também desinfetam mais rápido e têm grande capacidade de penetração por causa da alta intensidade, mas tem a desvantagem de operar em altas temperaturas e com alto consumo de energia (EPA,1999b).

Os sistemas de desinfecção por UV podem operar com as lâmpadas suspensas ou submersas sobre o efluente a ser tratado. Quando estão submersas são protegidas com invólucros de quartzo para evitar a redução da emissão da radiação UV. Este fato ocorre quando a temperatura da lâmpada é reduzida pela variação da temperatura do efluente.

## II. Vantagens e desvantagens

Como qualquer desinfetante utilizado para tratamento de águas residuárias, a radiação UV também apresenta vantagens e desvantagens.

As vantagens são:

- a) desinfecção por UV é efetiva na inativação da maioria dos vírus, esporos e cistos;
- b) é um processo físico, de fácil operacionalização e, ao contrário de um desinfetante químico, elimina a necessidade de geração, manuseio, transporte e armazenagem de compostos químicos tóxicos perigosos ou corrosivos;
- c) não ocorre efeito residual que cause danos à vida humana ou ao meio ambiente;
- d) tem um curto tempo de contato, comparado com outros desinfetantes.

Com lâmpadas de baixa pressão, o tempo de contato com o efluente

para ocorrer a inativação dos microrganismos é de aproximadamente 20 a 30 segundos;

- e) os equipamentos utilizados para desinfecção com UV requerem menor espaço do que os outros empregados para desinfecção.

As desvantagens são:

- a) baixas dosagens de radiação ultravioleta podem não ser efetivas para alguns tipos de vírus, esporos e cistos;
- b) os microrganismos podem algumas vezes reparar ou reverter os efeitos destrutivos do UV através de mecanismos de reversão a fotoreativação ou a recuperação no escuro;
- c) um programa de manutenção preventiva é necessário para controlar as obstruções causadas pelo efluente nos tubos de quartzo que protegem as lâmpadas;
- d) turbidez e sólidos suspensos totais (SST) em efluentes tratados podem tornar a desinfecção ineficaz. Desinfecção com lâmpadas de baixa pressão não são eficientes em efluentes secundários com sólidos em suspensão em níveis acima de 30 mg/L;
- e) o custo-benefício da desinfecção por UV com relação a cloração é maior, mas são competitivos quando cloração e decloração são usadas no processo de desinfecção.

### **3.2.1.2 Lagoas de Maturação**

O tratamento de esgotos domésticos através de lagoas de estabilização é de prática universal e uma das formas mais simples, onde a remoção de organismos patogênicos, matéria orgânica e nutrientes se processa através da interação de processos físicos e bioquímicos que ocorrem naturalmente no meio aquático através do calor e energia radiante.

AGUNWAMBA (2000), conceitua lagoas de estabilização como sendo reatores químicos utilizados para a redução de sólidos e para organismos patogênicos, sendo uma opção popular de tratamento devido a alta eficiência combinada ao baixo custo operacional. Outras vantagens incluem a habilidade de absorver choques de cargas hidráulicas e orgânicas; tolerância para altas concentrações de metais pesados; baixos custos operacionais e de manutenção como também, a versatilidade no tratamento de efluentes de diferentes origens.

Conforme SILVA (1979), lagoas de estabilização foram utilizadas a primeira vez em 1901, em Santo Antônio, Texas, nos Estados Unidos, para o tratamento de esgotos domésticos daquela cidade. Em 1911 no Estado de Montana, este tratamento foi utilizado para servir uma população de 2730 pessoas. Em 1956, já haviam 345 estações de tratamento de esgotos por lagoas, atendendo vilas e cidades tanto para tratar esgotos brutos como também para complementar o tratamento de outras estações de tratamento neste país.

No Brasil, a Fundação Serviço Especial de Saúde Pública (Fundação SESP) em dezembro de 1960, colocou em operação um sistema de tratamento anaeróbio-aeróbio, usando parte do esgoto da cidade de São José dos Campos, (SP). O sistema construído dentro dos critérios técnicos, constituía-se de duas unidades uma lagoa exclusivamente aeróbia e as outra com duas lagoas em série, sendo uma anaeróbia e a outra aeróbia. (Netto *et al.*, 1970).

MAYNARD *et al.* (1998), relatam que atualmente cerca de 7000 lagoas de estabilização são utilizadas nos Estados Unidos para tratamentos de esgotos domésticos .

As diversas variações de lagoas de estabilização podem ser exemplificadas como anaeróbias, facultativas e de maturação e são diferenciadas pela área, forma e profundidade.

O tipo de lagoa de estabilização mais eficiente e utilizada para remoção de patogênicos é lagoa de maturação ou também denominada de lagoa terciária. Comparada com outros processos de tratamento terciário usualmente

empregados, este processo é uma alternativa de baixo custo de operacional e de manutenção conjuntamente com a fácil operacionalização.

Segundo VON SPERLING (1996), o principal objetivo das lagoas de maturação é a remover microrganismos patogênicos e não a remoção adicional da DBO.

SALTER *et al.* (1999), também relatam que a função das lagoas terciárias na maioria dos países que adotaram este tipo de tratamento é a remoção de organismos patogênicos, estando a qualidade do efluente final relacionado ao tamanho e ao número de lagoas implantadas no sistema de tratamento.

Lagoa de maturação é técnica de tratamento recomendada em países desenvolvidos quando os efluentes tratados serão reutilizados na agricultura. A remoção microrganismos patogênicos é sempre eficiente, adequando-se aos padrões da World Health Organization (WHO), que determina 1000 coliformes fecais/100 ml (MEZRIOUI *et al.* (1996).

## I. Mecanismos do Processo

A inibição do desenvolvimento dos microrganismos patogênicos contidos nos efluentes domésticos, podem estar relacionados à vários fatores como a toxicidade do efluente, a competição com outros organismos, a predação, a temperatura, o pH, e a radiação ultravioleta emitida pela luz solar.

As lagoas de maturação são projetadas para aproveitar ao máximo alguns destes fatores. As profundidades médias poderão estar entre 0,8 a 1,5 m propiciando a penetração de energia radiante (VON SPERLING 1996).

Vários autores concordam que significativos efeitos na remoção de coliformes fecais dependem da profundidade; quanto menos profunda for a lagoa maior será a taxa de decaimento bacteriano, porque ocorre a penetração de grande quantidade de luz em praticamente em toda a extensão da lagoa. Lagoas que apresentam zonas anaeróbias elevam a taxa de sobrevivência das bactérias. (MAYNARD, 1998).

A maioria dos estudos realizados estão concentrados na remoção de organismos indicadores de contaminação fecal como os coliformes fecais e a *Escherichia coli* que são fáceis de serem identificados e enumerados.

MAYNARD *et al.* (1998), citam LESNE *et al.* (1991) e MEZRIOUI *et al.* (1994,1995 a,b), que encontraram microrganismos *Vibrio cholerae* e *Escherichia coli* sobrevivendo diferentemente nas mesmas condições. Durante os meses de verão quando ocorriam altas temperaturas e intensa atividade das algas e automaticamente o aumento do pH a população de *Vibrio cholerae* aumentava enquanto que a população de *Escherichia coli* decrescia. No esgoto bruto a sobrevivência da *Vibrio cholerae* estava quase sempre correlacionada com a temperatura.

HUQ *et al.* (1984), COLWELL (1986) e NAIR (1988) citados por MAYNARD *et al.* (1998), mostraram que pH alcalino em águas de estuários intensificava o tempo de sobrevivência do *Vibrio cholerae*. Ainda MEZRIOUI *et al.* (1994,1995 a,b), também citados por MAYNARD *et al.* (1998), concluíram que a luz do solar tinha um efeito maior na sobrevivência da *Escherichia coli* que no *Vibrio cholerae*.

Os danos causados pelos raios solares na membrana ciptoplasmática das bactérias podem tornar os organismos mais sensíveis do que os efeitos dos outros fatores como o aumento do pH (CURTIS *et al.*, 1992 citados por MAYNARD *et al.*, 1998).

Vários trabalhos realizados demonstraram que a temperatura era o fator mais importante no mecanismo de remoção bacteriana, como os descritos na equação desenvolvida por MARAIS & SHAW (1961), e trabalhos subsequentes como por exemplo os estudos de KLOCK (1971), BOWLES *et al.* (1979) e FERRARA & HARLEMAN (1981), concentrados na cinética de primeira ordem, onde a taxa de remoção dos microrganismos é dependente da temperatura (MAYNARD *et al.*, 1998).

A taxa de mortandade das bactérias do grupo coliforme e outros patogênicos é proporcional à concentração destes organismos a qualquer instante

isto é, quanto maior o número de patogênicos maior será a sua mortandade, (VON SPERLING 1995).

Estudos mais recentes demonstraram que a remoção bacteriana envolve outros mecanismos mais complexos como a interação de sistemas físicos, químicos e biológicos dentro da lagoa de maturação onde a temperatura é o fator preponderante.

MARA & PERSON (1986), citados por MAYNARD *et al.* (1998), apontam que a relação entre o desaparecimento dos microrganismos e o aumento da temperatura deve ser indireto, pois altos níveis de remoção de microrganismos foram encontrados em lagoas terciárias, comparadas com as lagoas anaeróbias e facultativas operando com a mesma temperatura.

VAN HAANDEL & LETTINGA (1994), citam a radiação ultravioleta, o pH e a elevada concentração de oxigênio dissolvido (OD) como os responsáveis pela remoção de patogênicos.

PARHAD AND RAO (1972) citados por MAYNARD *et al.* (1998), realizaram estudos por com a alga cloroficea *Chlorella sp* e o coliforme *E. coli* relacionando-os sua mortandade com a mudança de pH. A pesquisa consistia em utilizar frascos esterilizados com água de esgoto inoculada com uma mistura da algas e *E. coli* em uma sala com temperatura e luz artificial. Um dos frascos foi tamponado para pH 7,5 e o outro não. O frasco não tamponado chegou a pH 10,4 e a *E. coli* foi totalmente removida enquanto que no frasco tamponado nada ocorreu.

Outros trabalhos realizados definiram valores de pH entre 9,0 a 9,5 como letal para bactéria sendo na maior parte das vezes o único fator a afetar a mortandade dos coliformes fecais. Entretanto alguns estudos revelaram que muitas lagoas funcionaram perfeitamente bem com respeito a remoção de coliformes fecais sem alcançar valores críticos de pH.

PEARSON (1996), cita ainda a ação de ácidos húmicos fotoativados na remoção de coliformes. A função da alta intensidade luminosa principalmente na faixa de 425 – 700 nm podem ser absorvidas pelos ácidos húmicos comumente

encontrados em águas residuárias causando danos nas bactérias, enquanto que a luz mediana depende completamente da presença de oxigênio e aumento do pH para promover o desaparecimento destes microrganismos.

Nos estudos realizados por CURTIS *et al.* (1994), citados por MAYNARD *et al.* (1998), para descobrir a natureza e causa das variações do espectro e a penetração de luz em lagoas de estabilização foi observado que luz UV que penetrava na água era consumida pela matéria húmica dissolvida, as algas e as partículas de matéria inanimadas. Apesar do mesmo espectro de absorção, a capacidade de absorção da luz era diferente para estas três características, principalmente para as algas, que como são fotossintéticas e possuem grande quantidade de pigmentos, bloqueavam a penetração da luz. Como o comprimento de ondas das lâmpadas ultravioleta artificiais usadas em unidades de desinfecção são mais curtas que a da luz solar elas podem ser mais efetivas na remoção de microrganismos.

HAAG *et al.* (1986) e CURTIS (1990) citados por MAYNARD *et al.* (1998), encontraram praticamente a mesma concentração de material húmico dissolvido em efluentes brutos em de vários lugares do mundo. Por esta razão, eles acreditam que a luz UV natural poderá ter pouco efeito bactericida devido o baixo nível de penetração da luz aplicado nas lagoas.

Trabalhos realizados por diversos pesquisadores revelam que as substâncias húmicas absorvendo luz nos comprimentos de ondas de 280 a 700 nm passam energia para o oxigênio transformando-o em outras formas como o peróxido de hidrogênio, o superóxido e provavelmente os radicais de hidroxila, apresentados como os causadores de danos ou morte de bactérias e algas. Estes danos causados nos coliformes fecais pela luz visível e UV era dependente na presença de oxigênio no processo chamado fotoxidação, descoberto por operar sinergicamente com altos valores de pH. As duas explicações possíveis são: ou o pH decresce a resistência do microrganismos ou aumenta a produção das formas tóxicas de oxigênio (MAYNARD *et al.*, 1998).



Muitos autores relatam que a relação entre o oxigênio e a remoção de coliformes fecais obtidas em experimentos de laboratório eram eficientes porque os níveis de oxigênio dissolvido e pH eram mantidos em níveis constantes. Mas no interior das lagoas de estabilização isto não acontece porque o oxigênio dissolvido e o pH não são fatores constantes.

Outros fatores além dos acima citados e que poderiam ser responsáveis pela remoção de organismos patogênicos nas lagoas de maturação também foram estudados, como a presença das algas tóxicas e a predação de organismos aquáticos.

As pesquisas realizadas por DAVIS e GLOYNA (1972), MEZRIOUI *et al.* (1994) e TOMS *et al.* (1975), citados por MAINARD (1998), sugerem que as cianobactérias secretam toxinas que podem ser letais para *Escherichia coli* enquanto que a alga *Chlorella*, secreta substâncias que é tóxica para o *Vibrio cholerae*. As investigações da possibilidade da toxicidade das algas foram feitas em amostras de efluentes de lagoas com abundância destes microrganismos, também em águas limpas, tanto no claro como no escuro. As amostras com as bactérias misturadas na água limpa e na presença de luz morreram mais rapidamente do que as bactérias contidas nas amostras de efluentes com algas, presumivelmente, as bactérias sobreviventes na amostras com algas tinham sido encobertas pelas mesmas quando na presença de luz. Trabalhos realizados por outros pesquisadores evidenciaram a sobrevivência de bactérias heterotróficas em lagoas com algas, portanto não comprovando que as mesmas podem remover coliformes em lagoas de maturação.

A predação e a mortandade dos organismos patogênicos por falta de alimentos em lagoas de maturação apesar da pouca literatura sobre o assunto, cita trabalhos de FERNANDES *et al.* (1992), (APUD MAYNARD *et al.*, 1998), concluindo que a predação e a competição eram extremamente importantes na remoção de coliformes fecais.

Como parte de um extenso estudo sobre o modelo de remoção de coliformes fecais TROUSSELLIER *et al.* (1986), investigando os efeitos da

alimentação de rotíferos e a carga da DBO observou que os mesmos não tem efeito direto significativo na remoção de coliformes, mas GANN *et al.* (1968), acreditam que este fato pode estar associado com a remoção de DBO e sugerem que os coliformes são incapazes de competir com outras bactérias por nutrientes (MAYNARD *et al.*, 1998).

O Quadro 4 relaciona a porcentagem de remoção de coliformes fecais, vírus e parasitas intestinais em lagoas terciárias localizadas em diversos países.

QUADRO 4 – PORCENTAGEM DE REMOÇÃO DE COLIFORMES FECAIS (FC), VÍRUS (V) E PARASITAS INTESTINAIS (PI) DE LAGOAS TERCIÁRIAS EM DIVERSOS PAÍSES.

PAÍS	TEMP. DE DET.	REMOÇÃO %			REFERÊNCIA
		FC	V	IP	
Tanzânia	8	90,8	-	-	Yhdego, 1992
Quenia	3 27,6	89,5 -	- -	H: 99,96 a 100	Grimason <i>et al.</i> , 1996 Ayres <i>et al.</i> , 1996
Marrocos	- 7 7,5	73 – 95 99,6 74,4 – 84,3	Vc: 9,5 – 90 - -	- H: 100 -	Lesne <i>et al.</i> , 1993 Mandi <i>et al.</i> , 1993 Mezrioui <i>et al.</i> , 1995 a, b
Tunísia	-	99,97	-	-	Ghrabi <i>et al.</i> , 1993
África do Sul	3	99,99	-	H: 99,99	Jagals and Lues, 1996
Israel	-	90	-	-	Pedahzur <i>et al.</i> , 1993
Índia	- -	- -	78-95 -	78-95 H: 38,5-100	Chalapati Rao <i>et al.</i> , 1981 Veerannan, 1977
Tailândia	20	88	-	-	Polprasert <i>et al.</i> , 1983
N. Zelândia	-	92-99,9	-	-	Turner and Lewis, 1986
Austrália	16 3	98,8-99,96 -	- -	- 100	Macdonald & Ernest, 1986 Macdonald & Ernest, 1986
França	40-70	99,95 -	- -	- G: 99,7-100	Picot <i>et al.</i> , 1992 Wiandt <i>et al.</i> , 1995
Portugal	-	96,5	-	-	Mendes <i>et al.</i> , 1995
Reino Unido	3	40-90	-	-	Toms <i>et al.</i> , 1975
Ilhas Cayman	3	66-79	-	-	Frederick, 1995
Peru	5,5	-	-	100	Yanez <i>et al.</i> , 1980
Brasil	15 - 9,8 -	83,5-95,3 - - -	- - - 99,99	- 91-100 VC: 62,5 -100 H: 87-100	Dixo <i>et al.</i> , 1995 Oragui <i>et al.</i> , 1995 Oragui <i>et al.</i> , 1993 Mara and Silva, 1986

Fonte: MAYNARD *et al.*, 1998 - H: Helmintos - G: *Giardia* - VC : *Vibrio cholerae*

O tempo de detenção é outro fator importante na performance de uma lagoa de maturação.

PEARSON *et al.* (1998), realizaram estudos com três lagoas de maturação cujos tempo de detenção eram de respectivamente 20, 10 e 9,2 dias sendo esta última, operava em regime de batelada, constatando-se que a melhor eficiência foi verificada na célula onde o tempo de detenção era de 9,2 dias e regime de batelada.

Segundo von SPERLING (2000), o regime hidráulico das lagoas também influencia na remoção microrganismos, sendo o fluxo em pistão é mais eficiente que o fluxo disperso e este é mais eficiente que a mistura completa . Em lagoas de maturação sugere-se adotar uma série de lagoas ou uma única lagoa com uma elevada relação comprimento/ largura com chicanas. Nesta última alternativa, é difícil de se alcançar a mistura completa no interior da lagoa recomendando-se então, fluxo disperso para remoção de coliformes.

Para se obter eficiência desejada na remoção de organismos patogênicos é necessário que cada lagoa de maturação tenha tempo de detenção no mínimo de três dias evitando-se assim curtos-circuitos e o varrimento de algas. Se o tratamento secundário for de lagoas facultativas, a taxa de aplicação superficial deverá ser de 75% da lagoa precedente a fim de se evitar sobrecarga orgânica, (MARA, 1996 citado por VON SPERLING, 1996).

Segundo MAYNARD *et al.*(1998), os debates na literatura sobre os mecanismos da remoção bacteriana são conflitantes com relação a temperatura, tempo de detenção, predação, falta de alimento e a influência das toxinas das algas. Os efeitos da luz também foram amplamente discutidos com trabalhos discordando e outros concluindo que este é o fator mais importante na remoção de bactérias. Mais trabalhos foram realizados para investigar as relações entre pH, concentração de oxigênio dissolvido, luz e profundidade das lagoas, sendo esta uma das áreas mais importantes. O uso do coliforme fecal e *Escherichia coli* como indicadores de poluição precisa ser revisto sendo necessário muita precaução quando se avalia os riscos de saúde causados pelo esgoto sanitário

baseados somente nos coliformes fecais, em detrimento de outros organismos patogênicos como vírus ou parasitas intestinais.

## **3.2 2. DESINFECÇÃO POR AGENTES MECÂNICOS**

### **3.2.2.1. Filtração por Membranas**

Filtração por membranas e ultrafiltração são os processos mais modernos para desinfecção e remoção de colóides e outros compostos orgânicos em águas residuárias.

Esta tecnologia pode ser definida como estruturas porosas que atuam como barreira para certos componentes de duas soluções separando-as.

Segundo TSUTIYA *et al.* (1999), as membranas podem ser definidas como operações unitárias que permitem dividir um volume de líquido em um volume de produto e um volume de rejeito, isto é, quando o líquido passa pela membrana, uma porcentagem será o concentrado e a outra restante será o filtrado correspondente ao rendimento do processo.

Estas tecnologias ainda estão sendo intensivamente estudadas e estão baseadas num conceito de separação física. A alta qualidade da água tratada por este processo já permite utilizá-la na Austrália, Japão e Estados Unidos, para reuso específico como a reciclagem na indústria. Como todas as bactérias e resíduos tóxicos são eliminados, esta técnica está sendo considerada mais vantajosa do que as outras para processos de tratamento para reuso potável e recarga de aquíferos (LAZAROVA *et al.*, 1999).

Segundo BRUN (*apud* LAPOLLI, 1998), os fundamentos desta tecnologia surgiram no Século 18, com desenvolvimento e repercussão em meados do Século 19, quando as membranas foram utilizadas para separação de substâncias de diferentes propriedades nos laboratórios e na indústria.

As primeiras unidades de dessalinização de águas salobras e marinhas através da eletrólise foram comercializadas na década de 50, e as primeiras unidades de osmose reversa no final da década de 60 (TSUTYA *et al.*, 1999).

I. Porosidade

As membranas podem ser classificadas e utilizadas conforme a porosidade e também às partículas que deverão ser separadas. Águas brutas ou residuárias domésticas apresentam em sua composição partículas de escalas de tamanho extremamente variadas, desde as macroscópicas, mais fáceis de serem removidas, até as microscópicas.

Cada vez mais é necessário reduzir ou eliminar poluentes remanescentes dos sistemas de tratamento convencionais que, apesar de eficientes não removem ainda o suficiente para os padrões adequados de lançamento nos corpos receptores. Estes poluentes podem ser representados pela grande variedade de íons, moléculas e partículas e também pelas suas dimensões, que podem ser exemplificadas pelos diversos grupos, dentre eles os microrganismos, os pesticidas, os solventes, a salinidade e a dureza.

De acordo com TSUTYA *et al.* (1999), para tratamento de águas e esgotos domésticos poderão ser utilizados os diversos tipos de membranas, conforme o tamanho do poro e o material a ser removido como exemplificado no Quadro 5.

QUADRO 5 - TIPOS DE MEMBRANAS DE SEPARAÇÃO E PRINCIPAIS PARTÍCULAS MOLECULARES E ORGANISMOS MICROSCÓPICOS RETIDOS.

MEMBRANA	MATERIAL RETIDO
Microfiltração (MF) > 1 micron	Protozoários, bactérias (Estafilococo 1 micron), vírus (maioria). Partículas > 0,1 micron.
Ultrafiltração (UF) até 0,01 micron	Material removido na MF + colóides e totalidade de vírus.
Nanofiltração (NF) até 0,001 micron Osmose Reversa até 0,0001 micron	Íons bivalentes e trivalentes, moléculas orgânicas com tamanho maior do que a porosidade média da membrana. Íons e praticamente toda a matéria orgânica.

FONTE - TSUTYA *et al.* (1999).

II. Pressão de Trabalho

Dependendo do tamanho do poro, é necessário que se empregue muita energia para que as partículas ultrapassem esta barreira seletiva, que pode também determinar a eficiência da separação ou concentração das partículas. As membranas que são pouco porosas necessitam de maior força para exercer o seu papel de seleção.

De acordo com LAPOLLI (1998), as diversas formas de pressão exercidas pelos diferentes tipos de membranas podem ser denominadas de força motriz. Cita como exemplo a osmose reversa, cuja membrana densa e praticamente sem poros necessita de força motriz superior aos outros tipos de microfilmarão para realizar o seu trabalho.

As diferenças de força motriz que ocorrem nos processos de filtração são tão variáveis quanto o tipo da membrana e o tamanho da partícula. A osmose reversa, processo que separa partículas de tamanhos de 0,0001 micron a 0,001 micron ou de 1 a 10 Ångstron, exerce força motriz de 10 a 50 Kgf/cm<sup>2</sup>; a UF que permite separação de partículas de 10 a 50 Ångstron, necessita de 2 a 10 Kgf/cm<sup>2</sup>; e, a MF, que separa partículas de 500 a 100.000 Ångstron, necessita de 0,5 a 3 Kgf/cm<sup>2</sup> (PETRUS *apud* LAPOLLI, 1998). Os processos acima citados e outros tipos são mostrados no quadro 6.

QUADRO 6 - INTER-RELAÇÃO ENTRE A FORÇA MOTRIZ E O PROCESSO DE FILTRAÇÃO.

PROCESSO	FORÇA MOTRIZ
Osmose Reversa	Diferença de pressão
Ultrafiltração	Diferença de pressão
Microfiltração	Diferença de pressão
Pervaporação	Diferença de pressão (vácuo)
Diálise	Diferença de concentração
Eletrodiálise	Diferença de potencial elétrico

FONTE - PETRUS, citado por LAPOLLI, 1998).

### III. Material e Forma das Membranas

A composição diversificada das membranas permite a sua utilização para os diversos fins. As membranas podem ter materiais de origem natural ou artificial, de textura densa ou porosa, orgânica ou inorgânica, neutras, trocadoras de íons ou mistas, homogêneas ou estruturalmente assimétricas (LAPOLLI, 1998).

As membranas com pouca porosidade, as chamadas densas, são feitas à base de polímeros produzidos com um mesmo tipo de material, cerâmico ou metálico, e o processo de separação das partículas ocorre pela solução - difusão. As membranas porosas são construídas a partir da superposição de várias camadas onde uma estrutura fina é superficial, responsável pela filtração, e a mais grossa responsável pela estabilidade mecânica do sistema (LAPOLLI, 1998; MALLEVIALLE, *apud* TSUTYA *et al.*, 1999).

As membranas podem ser assimétricas ou compostas. As assimétricas constituem o material da maioria das membranas utilizadas para tratamento de águas potáveis e residuárias, principalmente nos processos de microfiltração e ultrafiltração. Já as compostas apresentam materiais diferentes da estrutura de suporte.

De acordo com TSUTYA *et al.* (1999), a maioria das membranas de baixa pressão desenvolvidas recentemente, utilizadas na osmose reversa e na nanofiltração, são compostas. Normalmente são fabricadas com polímeros orgânicos ou inorgânicos, mas, como este último é de alto custo, para tratamento de esgotos domésticos e água potável são empregadas membranas produzidas por polímeros orgânicos.

As membranas podem ser caracterizadas por dois tipos de formas diferentes:

- a) folhas planas - membranas utilizadas na nanofiltração e na osmose reversa;

b) cilíndrica: membranas utilizadas na microfiltração e na ultrafiltração.

Nesta forma elas ainda podem ser tubulares, apresentando-se com diâmetro superior a 3 mm, e as de fibra oca, com diâmetro menor que 3 mm.

Mesmo com qualquer tipo de forma, as membranas necessitam de um suporte, o módulo, cuja função é maximizar a área exposta de remoção das membranas, permitindo a remoção eficiente do material colmatado durante a lavagem. Ele pode se apresentar de quatro formas fundamentais: como a forma de pilha, utilizado para tratamento de água com material orgânico dissolvido; o “spiral wound”, mais adequado para pressões altas ou intermediárias como a osmose reversa; o fibra oca, utilizado na microfiltração e na ultrafiltração para tratamento de água em escala industrial; e o tubular. São fabricados com material polimérico inserido em tubos de aço, porque sozinhos não suportariam a pressão, principalmente os utilizados na osmose reversa (TSUTYA *et al.*, 1999).

#### IV. Aplicações

As membranas podem ser aplicadas na desinfecção de águas de bastecimento e residuárias.

A microfiltração a 0,2  $\mu\text{m}$  utilizada para desinfecção em efluente após tratamento biológico, estudada por LANGLAIS *et al.* (*apud* LAPOLLI, 1998), foi eficaz para remoção de coliformes fecais, com redução média de 99% da turbidez; e para DQO, reduções de 31% a 72%.

A clarificação e desinfecção de efluentes após tratamento primário e lodos ativados por microfiltração pesquisada por KOLEGA *et al.* (*apud* LAPOLLI, 1998), foi eficiente na remoção de microorganismos patogênicos, significativa para metais pesados, óleos e graxas e na remoção total dos sólidos em suspensão.

GHYOOT *et al.* (1999), pesquisaram membranas filtrantes em bioreator (MBR), em efluente de sistema de lodo ativado, obtendo resultados satisfatórios para DQO e diminuição de produção de lodo, mas deficientes na capacidade de



nitrificação no MBR. A predação de protozoários e metazoários nas bactérias nitrificantes do lodo provocaram a diminuição da nitrificação.

Testes pilotos realizados por MANDRA *et al.* (*apud* LAZAROVA, 1999), com membranas hidrofílicas (poros de  $0,01\mu\text{m}$ ) em diferentes tipos de efluentes demonstraram que houve a completa remoção de *Streptococci*, *Salmonella*, *Clostridium*, vírus entéricos e bacteriófagos. Recentemente, a remoção de parasitas e vírus em tratamento terciário com membranas filtrantes de  $0,2\mu\text{m}$  de poro e ultrafiltração foram testados por ADHAM *et al.* (1998), do San Diego Water Repurification Project. Com fibras de UF, houve a total remoção de vírus, mas a MF removeu de 1 a 3,2 log, dependendo da obstrução das membranas.

Segundo LAZAROVA *et al.* (1999), adotou-se um fluxo padrão por volta de  $50\text{L/h m}^2$  para UF e MF, mas a alteração da qualidade do efluente resultou em troca das membranas para limpeza periódica. A ultrafiltração demonstrou ser menos afetada pela variação da qualidade do efluente ou com colmatção.

TSUTYA *et al.* (1999), cita a planta de nanofiltração com capacidade de  $140.000\text{ m}^3/\text{dia}$  instalada em Méry-sur-Oise, em Paris, para remoção de poluentes orgânicos e THM em água poluída com efluentes domésticos, agrícolas e industriais.

O pré-tratamento da água era feito com coagulação, decantação, ozonização e filtração dual. A membrana original testada em escala piloto consistia em um filme de poliamida com espessura entre  $1.500$  a  $2.000\text{ \AA}$ , mas o custo operacional seria elevado devido a qualidade da água bruta. Diante da situação, foi reduzida a espessura do filme da membrana para  $200\text{ \AA}$  e o material foi substituído por polipiperazina. O custo operacional do processo, incluindo a amortização do equipamento, foi avaliado em  $\text{US\$ }0,30/\text{m}^3$ .

A tecnologia de membranas vem avançando a cada dia, permitindo viabilizar o aproveitamento do efluente sem o tratamento físico-químico terciário, de outras aplicações. A tecnologia “sewer mining” permite a produção de água de reuso diretamente da rede coletora de esgotos, sem tratamento. É um processo patenteado e utiliza a filtração dual com pré-filtração (filtro tela de  $200\mu\text{m}$ ).

µm), microfiltração e osmose reversa (JOHNSON *et al.*, 1997, *apud* TSUTYA *et al.*, 1999).

O uso de membranas de baixa pressão para tratamento de osmose reversa está sendo investigado para a produção de água de alta qualidade para reuso potável nos Estados Unidos, precisamente na Califórnia (LAZAROVA *et al.*, 1999).

### **3.2.3. DESINFECÇÃO POR AGENTES QUÍMICOS**

#### **3.2.3.1. Ozônio**

O ozônio foi caracterizado como germicida em 1882, quando Ohlmuller descobriu que este gás poderia tornar inativas as bactérias do cólera e do tifo. Em 1886, foi demonstrado na França para o tratamento de águas. Em 1891, na Alemanha, através de uma planta em escala piloto, Frölich pesquisou e demonstrou a capacidade e eficiência do ozônio no tratamento de águas. Pela primeira vez, em 1893, em Oudshoom, Holanda, ele foi utilizado para este fim. Em Nice, França, em 1906, foi utilizado como parte do tratamento de água potável (ELLIS, *apud* GRASSI e JARDIM, 1993).

Desenvolvidas há mais de um século para o tratamento de água potável, hoje são encontradas mais de mil unidades de instalações de desinfecção com ozônio, principalmente na Europa. Também é comum o uso deste gás para a remoção de agentes produtores de odor, cor e sabor em água potável. (METCALF & EDDY, 1991).

No Brasil, em 1983, o ozônio foi pela primeira vez utilizado em algumas estações de tratamento de água, quando foi necessário utilizar outras alternativas para processos de pré-cloração e pré-aeração em águas para abastecimento público (DALSASSO, 1999).

A ozonização também pode ser utilizada no tratamento de águas residuárias. O recente avanço nas tecnologias para geração de ozônio tem feito

com que o mesmo se torne economicamente competitivo na desinfecção de efluentes tratados e no controle de odores.

Este processo tem sido usado em tratamento de águas residuárias nos Estados Unidos desde 1975. É efetivo na destruição de bactérias e vírus como também nas formas císticas do *Cryptosporidium sp* e do *Giardia sp*, protozoários parasitas que são particularmente resistentes nas outras formas de desinfecção (ROY; WARRINER *et al.*; e PERRINE, *apud* LAZAROVA *et al.*, 1999).

De acordo com BALL *et al.* (*apud* ALVES, 2000), os radicais livres OH reagem muito mais rapidamente que o O<sub>3</sub>. Enquanto as reações com O<sub>3</sub> são lentas e altamente seletivas, o OH reage de um milhão a um bilhão de vezes mais rápido e é menos seletivo que o próprio ozônio.

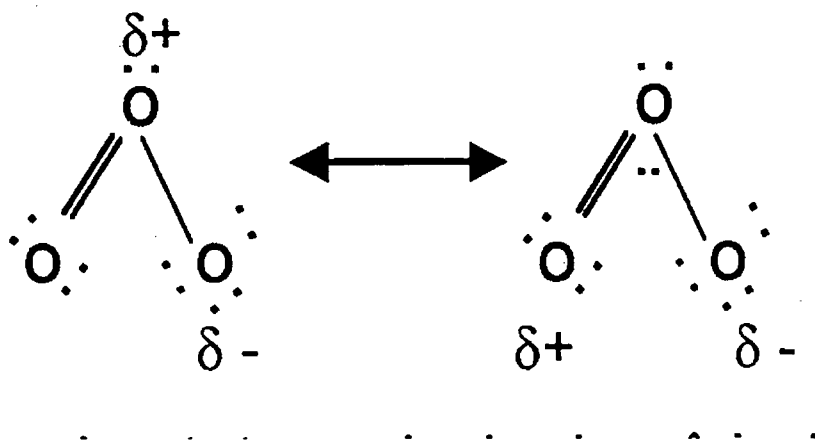
Dependendo do pH, o ozônio também reage de maneira diferente. O ozônio molecular dissolvido reage com matéria orgânica sob condições de pH neutro ou ácido e se decompõe primeiro para formar o radical livre OH em pH alcalino, para depois reagir com a maioria dos compostos orgânicos (BOLLYKI e SILER, *apud* MELO, 1997; e ALVES, 2000).

## I. Propriedades Químicas do Ozônio

O ozônio é uma forma alotrópica do oxigênio sob a forma de O<sub>3</sub>. É um oxidante poderoso aplicado como desinfetante, instável, tóxico e com ponto de ebulição de 112°C (à pressão atmosférica). A densidade é de 1,5 vezes superior ao oxigênio, potencial de 2,07 V (a 25° C contra eletrodo padrão de hidrogênio) (KINMAN, *apud* GRASSI e JARDIM, 1993).

Segundo LANGLAIS, 1991 (*apud* DALSSASSO, 1999), este gás é uma forma molecular do oxigênio e é pouco estável. Em 1872, foi confirmada sua estrutura como um triângulo triatômico alotrópico. Estudos de microondas comprovaram que o ângulo formado pela configuração da molécula de ozônio é de 116° 49' entre os três átomos de oxigênio. As estruturas das moléculas de ozônio mostradas por ressonância estão apresentadas na Figura 1.

FIGURA 1 - POSSÍVEIS FORMAS DA ESTRUTURA MOLECULAR DO OZÔNIO COM RESSONÂNCIA MAGNÉTICA.



LANGLAIS 1991(*apud* DALSASSO, 1999)

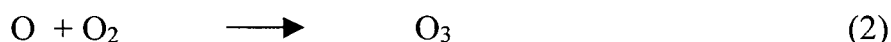
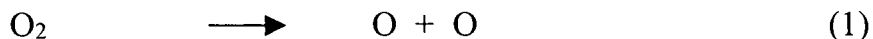
## II. Geração de Ozônio

O ozônio é produzido quando moléculas de oxigênio ( $O_2$ ) são dissociadas por uma fonte de energia em átomos de oxigênio e subsequentemente colidem com uma molécula de oxigênio para formar um gás instável, o ozônio ( $O_3$ ).

O ozônio pode se decompor rapidamente em presença de radiação ultravioleta, de temperaturas altas ou de agentes catalisadores. Como é tóxico, ataca o trato respiratório e é facilmente detectável em concentrações de 0,01 a 0,05 mg/L (ALVES, 2000).

O homem pode suportar concentrações no ar de 0,1 mg/L em 8:00 h de exposição, (LANGLAIS, 1991, 1987 citado por DALSASSO, 1999).

Como é instável e altamente reativo ele não pode ser transportado ou armazenado e tem que ser produzido no local onde será utilizado. A técnica mais comum empregada para geração do ozônio é a descarga de plasma frio, na qual o  $O_3$  é formado pela decomposição do oxigênio molecular (GRASSI e JARDIM 1993).



Segundo GRASSI e JARDIM (1993), geradores de larga escala podem produzir até 600 kg/dia de ozônio quando a alimentação é feita com oxigênio. Quando é usado ar seco, a eficiência do processo diminui cerca de 50%. Apesar de menor rendimento, o ozônio também pode ser produzido através da luz ultravioleta, semelhante ao que ocorre na estratosfera. Geradores que produzem através deste processo são mais vantajosos, quando em pequenas plantas, devido ao baixo custo e facilidade de manutenção.

Este tipo de gerador é utilizado em cervejarias, para preservação de alimentos e em dutos para condução de ar em hospitais e hotéis. A baixa produção de ozônio destes geradores torna-se inviável para utilização no tratamento de água, já que é necessária a transferência de grande quantidade de ozônio do ar para a água (DI MATTEO, *apud* DALSASSO, 1999).

A maioria das estações de tratamento de águas residuárias utiliza plantas para geração de ozônio aplicando altas voltagens de corrente elétrica, em torno de 6 a 20 quilovolts em baixa frequência. Ar extremamente seco ou oxigênio puro é exposto a uma controlada e uniforme descarga de alta voltagem em baixa ou alta frequência. O gás gerado do ar contém de 0,5 a 3% de ozônio e o gerado do oxigênio puro forma aproximadamente duas ou quatro vezes mais esta concentração (EPA,1999a).

O dimensionamento de um sistema de ozonização depende de muitos fatores, principalmente da qualidade do efluente a ser desinfetado.

ORTH *et al.* (1987), relatam que para se ter um sistema de desinfecção por ozônio eficiente é necessário observar principalmente as características físico-químicas do efluente. A presença de sólidos em suspensão dificulta o contato direto do ozônio com os microrganismos; compostos como o nitrito consomem o desinfetante diminuindo a sua disponibilidade no meio. O parâmetro DQO é o que determina, na maioria dos casos, a dosagem de ozônio.

### III. Efeitos do Ozônio

O ozônio como oxidante e desinfetante é bastante efetivo na destruição de microrganismos patogênicos.

De acordo com EPA (1999a), os mecanismos da desinfecção utilizando ozônio ocorrem de várias formas, como a destruição da parede celular dos microrganismos ocasionando o derramamento dos componentes internos da célula ou a reação com subprodutos da decomposição de ozônio, que danifica os constituintes dos ácidos nucleicos (purinas e pirimidinas).

Conforme LAZAROVA *et al.* (1999), a eficiência do ozônio sobre vírus foi descrita por TYRRELL *et al.* (1995), que trabalhou com efluentes de tratamento secundário. Apesar da complexidade dos mecanismos envolvidos, HUNT e MARINAS (1997) afirmam que o ozônio molecular dissolvido foi responsável pela inativação da *Escherichia coli* em água potável. Além do ozônio molecular, acredita-se que os radicais livres oriundos da decomposição do ozônio na água, como o peróxido de hidrogênio ( $\text{HO}_2$ ) e a hidroxila ( $\text{OH}$ ), tenham grande capacidade de oxidação e função ativa no processo de desinfecção. Segundo METCALF & EDDY (1991), provavelmente estes dois radicais livres também sejam os responsáveis pela reação com outras impurezas nas soluções aquosas.

De acordo com GRASSI e JARDIM (1993), na ozonização do fenol verifica-se a formação de subprodutos como o resorsinol, catecol hidroquinona, ácido glioxálico, ácido fórmico glioxal e formaldeído. Substâncias húmicas oriundas da matéria orgânica natural podem atuar como iniciadores na geração de radicais intermediários responsáveis por uma variedade de reações de oxidação não seletivas. Carbonatos, bicarbonatos e traços metais encontrados em águas naturais devem influenciar as reações de ozonização, de maneira que a participação dos mecanismos radicalares variam de acordo com a característica da água a ser tratada.

Em efluentes o ozônio não produz sólidos dissolvidos e não afeta os íons de amônia ou o pH decorrente no processo. Um benefício adicional está associado a utilização deste desinfetante; a concentração de oxigênio dissolvido poderá ser elevada, perto do nível de saturação, a medida que o ozônio rapidamente se decompõe. Isto pode eliminar a necessidade de reaeração do efluente para atender os padrões requeridos para oxigênio dissolvido. Além disto, por causa da rápida decomposição do ozônio não ocorre residual químico que tenha que ser removido, como no caso do cloro que persiste no efluente tratado (METCALF & EDDY, 1991).

Em águas naturais podem ser formados três classes de compostos: peróxidos orgânicos, aldeídos e epóxidos. Os peróxidos orgânicos podem ser formados quando o ozônio reage com espécies olefinicas e aromáticas; os aldeídos, provavelmente, são formados por compostos aromáticos e alquil insaturados; e os epóxidos devem ser gerados em menor proporção também de olefinas e substâncias aromáticas (GRASSI *et al.*, 1993).

Apesar da reação do ozônio com substâncias orgânicas e inorgânicas das águas naturais formando subprodutos, nos efluentes domésticos ele não afeta o íon amônia ou influencia o pH do processo.

A presença de brometos em efluentes desinfetados por ozônio pode formar o ácido hipobromoso e bromato; e se houver excesso de ozônio este último é o principal produto. Matéria orgânica e ácido hipobromoso reagem semelhantemente ao cloro produzindo espécies orgânicas halogenadas (HAAG e HOIGNÉ, *apud* GRASSI *et al.*, 1993).

Estudos com bioensaios convencionais foram realizados para detectar substancias tóxicas dos subprodutos, mas com certas limitações, porque a identificação de subprodutos é difícil e também porque as interações sinérgicas e antagonicas destes não são avaliadas.

Estudos de toxicidade realizados por MONARCA *et al.* (1999), usando a bactéria bioluminescente *Vibrio fischeri* em efluentes tratados com ozônio, mostraram que nas amostras analisadas durante o período de inverno este

tratamento é capaz de remover muitas substâncias tóxicas, mas no verão ocorreu uma alta atividade tóxica nas amostras.

#### IV. Vantagens e desvantagens do processo.

O ozônio como agente químico no processo de desinfecção apresenta vantagens e desvantagens.

As vantagens são:

- a) é mais efetivo que o cloro na destruição de vírus e bactérias;
- b) o processo de ozonização utiliza tempo curto de contato, isto é, aproximadamente de 10 a 30 minutos;
- c) não ocorre residuais prejudiciais que precisem ser removidos após a ozonização porque o ozônio se decompõe rapidamente;
- d) após a ozonização não ocorre a recuperação dos microrganismos, exceto aqueles protegidos por partículas no efluente;
- e) o ozônio é gerado *in situ*, desta forma são poucos os problemas relatados com o seu manuseio e transporte;
- f) a ozonização eleva a concentração de oxigênio dissolvido do efluente. Este fato elimina a necessidade de reaeração e também elevação do nível de oxigênio dissolvido no corpo receptor.
- g) O ozônio pode eliminar odores durante a oxidação e desinfecção.

As desvantagens são:



- a) O sistema de dosagem por ozônio é mais sofisticado do que os para desinfecção com cloro ou ultravioleta, requerendo equipamentos mais complexos e eficientes sistemas de contato;
- b) o ozônio é muito reativo e corrosivo, desta forma requer materiais resistentes à corrosão, como o aço inoxidável;
- c) a ozonização não é econômica para tratamento de águas residuárias com altos teores de sólidos em suspensão, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio ou carbono orgânico total;
- d) o ozônio como o cloro e o dióxido de cloro é extremamente irritante e tóxico, portanto as saídas de gás do contactor devem ser eliminadas para prevenir qualquer exposição aos operadores;
- e) o custo do tratamento pode ser relativamente alto no capital e no consumo de energia.

### 3.2.3.2. Cloro

A desinfecção por cloro constitui-se uma das práticas mais comuns em todo o mundo para desinfecção de águas destinadas ao abastecimento público e para efluentes tratados.

Conforme SIGHIERI (1974), foi descoberto ocasionalmente por CARL WILHELM SCHEELE quando, da experiência com ácido muriático e bióxido de manganês, despreendeu-se um gás amarelo esverdeado chamado de ácido muriático oxigenado. Recebeu o nome de “chloro” em 1810, quando SIR HUMPHREY DAVY provou que este gás era um elemento químico e, em 1888, na Alemanha, foi feito comercialmente sob a forma de cloro líquido.

Inicialmente, a sua utilização como agente de desinfecção era para controlar epidemias; em 1902, foi empregado de forma contínua para desinfecção de águas potáveis na Bélgica . De 1908 a 1918, iniciava-se definitivamente a cloração com pequenas quantidades de cloro na água (MAYER, 1994). A cloração, até recentemente, era a opção mais utilizada principalmente nos Estados Unidos, em alguns países europeus e na maiorias dos países em desenvolvimento, devido ao baixo custo na aplicação e eficiência na remoção de microrganismos patogênicos.

Entretanto, desde 1974 vem sendo questionada a formação de subprodutos oriundos da cloração que poderiam provocar riscos à saúde humana e ao meio ambiente. Desde então vem se estudando exaustivamente as reações secundárias do cloro nos processos da desinfecção e os subprodutos cancerígenos formados.

## I. Propriedades Químicas

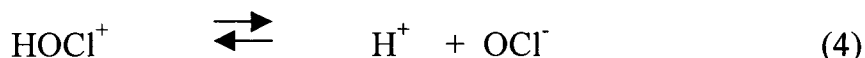
O cloro é largamente encontrado na natureza combinado a outros elementos químicos como o sódio e o potássio, principalmente em forma de depósitos naturais. Uma das maiores fontes é o mar, que contém este elemento combinado ao sódio, formando o cloreto de sódio (NaCl), representando 3% da quantidade na sua composição química. Este sal é a matéria-prima para fabricação de cloro.

O cloro, em condições atmosféricas normais, é um gás amarelo-esverdeado, duas vezes e meia mais pesado que o ar, altamente tóxico e corrosivo. É facilmente detectável, pois seu cheiro é penetrante e extremamente irritante. Não é inflamável mas poderá sustentar a combustão de certas substâncias. Quando embalado e nas condições normais de uso, se mantém na forma líquida (SIGHIERI,1974).

Quando adicionado à água ele dissocia-se e combina-se com íons  $H^+$  e  $OH^-$  formando o ácido hipocloroso e o ácido clorídrico, conforme a reação:



O ácido hipocloroso por sua vez dissocia-se em cátions de hidrogênio e ânions de hipoclorito.

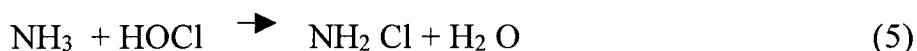


De acordo com SILVA (1968), a dissociação está diretamente ligada à temperatura e ao pH. Quanto maior a temperatura e o pH, maior será a dissociação.

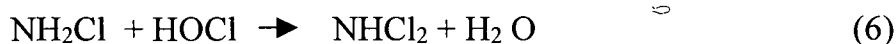
Quando o cloro é adicionado principalmente em águas residuárias de origem doméstica, que contém elevados teores de nitrogênio em forma de amônia ou nitrato forma subprodutos que podem ser prejudiciais à saúde humana e ao meio ambiente.

A presença de amônia livre –  $\text{NH}_3$  e ionizada –  $\text{NH}_4^+$  nos efluentes tratados forma as cloraminas durante a desinfecção com cloração. Dependendo dos valores de pH, são formados os seguintes produtos:

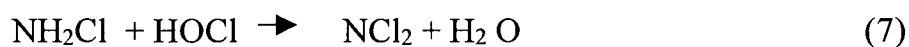
- a) Monocloraminas ( $\text{NH}_2\text{Cl}$ ) com  $\text{pH} > 8,5$ .



- b) Dicloraminas ( $\text{NHCl}_2$ ),  $\text{pH}$  de 4,5 a 8,5.



- c) Tricloraminas ( $\text{NCl}_3$ ),  $\text{pH} < 4,5$ .



Numerosas pesquisas já realizadas indicam que concentrações de cloro livre e cloraminas superiores a 0,1 mg/l são nocivas a diversos organismos aquáticos, principalmente a ictiofauna. Em efluentes nitrificados de estações de tratamento secundárias, as aplicações de 8mg/l de cloro e com 20 min de contato resultam em concentrações de 1,44 mg/l de cloro livre e 0,48 mg/l de cloraminas (LIMA, 1993).

## II. Efeitos da Cloração

O cloro como agente oxidante penetra na célula dos microrganismos e combina-se com alguns componentes citoplasmáticos ocasionando a mortandade dos mesmos.

De acordo com LAUBUSCH citado por MEYER, (1994), acredita-se que a forte capacidade de oxidação do ácido hipocloroso que reage com a enzima triosefosfato dihidrogenase, responsável pela oxidação da glicose, interfere no metabolismo celular. O íon hipoclorito tem ação bactericida reduzida devido a sua carga negativa, que impede a penetração na célula. Dependendo do tempo de contato, a monocloramina pode ser tão efetiva na inativação de bactérias quanto o cloro.

O cloro como inibidor das funções enzimáticas age mais lentamente porque necessita de tempo para difusão no citoplasma, mas é também mais eficiente na inativação de bactérias incrustadas nos sólidos em suspensão por causa da difusão (ORTH *et al.*, 1987).

Em estações de tratamento similares, com as mesmas características em termos de DBO, DQO e nitrogênio, os efeitos da cloração variam significativamente de estação para estação. Para investigar as razões deste fenômeno, SUNG (*apud* METCALF & EDDY, 1991) estudou as características químicas dos compostos do esgoto bruto e tratado e chegou a seguinte conclusão:

- a) na presença de interferentes como os compostos orgânicos, o cloro residual total não pode ser usado como uma medida confiável para assegurar a eficiência bactericida do cloro;
- b) o grau de interferência dos compostos estudados dependem da sua estrutura química;

- c) compostos saturados e carboidratos parecem não ter influência na demanda de cloro como também parecem ter pouca ou não nenhuma influência na cloração;
- d) compostos orgânicos com ligações insaturadas podem exercer uma imediata demanda de cloro, dependendo do grupo que pertence. Em alguns casos, resultam compostos que podem ser rotulados como cloro residual, mas com pouco ou nenhum potencial de desinfecção;
- e) compostos com anéis policíclicos do grupo hidroxil e compostos contendo enxofre reagem prontamente com o cloro para formar compostos que tem pouco ou nenhum potencial bactericida, mas ainda são titulados como cloro residual;
- f) para alcançar baixa contagem bacteriana na presença de interferentes orgânicos, poderá ser requerido cloro adicional com longo tempo de contato.

Segundo a EPA (1999c), para um bom desempenho, o sistema de desinfecção deverá exibir fluxo de vazão altamente turbulento para completar a mistura com o desinfetante em menos de um segundo. As dosagens e o tempo de contato são variáveis, dependendo da demanda de cloro, das características do efluente a ser tratado e da vazão requerida. Usualmente são aplicadas dosagens na faixas de 5 a 20 mg/L com 30 a 60 minutos de contato, dependendo das características do efluente, como a alcalinidade, o nitrogênio, a temperatura e outras, como as listadas no Quadro 7.

QUADRO 7 - CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE QUE AFETAM A EFICIÊNCIA DA CLORAÇÃO.

CARACTERÍSTICA DO EFLUENTE	EFEITOS NA DESINFECÇÃO COM CLORO
Amônia	<b>FORMA CLORAMINAS QUANDO COMBINADA COM CLORO.</b>
Demanda bioquímica de oxigênio	O grau de interferência depende do grupo dos compostos e estrutura química.
Dureza, Ferro e Nitrato	Pouco efeito, talvez nenhum.
Nitritos	Reduz o efeito do cloro e resulta em THMs .
pH	Afeta a distribuição entre o ácido hipocloroso e os íons de hipoclorito e entre as várias espécies de cloraminas.
Sólidos em Suspensos Totais	Protege os microrganismos e provoca demanda de cloro.

FONTE - EPA (1999c), COM PERMISSÃO DA WATER ENVIRONMENT RESEARCH FOUNDATION, 1995.

Em estudos realizados em efluentes tratados secundariamente, a desinfecção com cloro mostrou-se ineficiente devido aos teores de amônia encontrados na composição do efluente. Este composto formou cloraminas que são oitenta vezes menos eficientes e reduzindo a capacidade do desinfetante na inativação dos coliformes fecais (NARKIS,1992).

A presença de matéria orgânica pode afetar a eficiência da cloração. Altas concentrações de cloro livre podem ser necessárias para inativar cistos e alguns vírus de interesse sanitário.

De acordo com KING *et al.*(*apud* LAZAROVA *et al.*,1999), alguns ciliados e amebas podem resistir ao cloro residual livre de 4 a 10 mg/L (pH 7,0 a 25°C), respectivamente, além de apresentarem mobilidade em soluções de cloro residual com baixas concentrações depois de 30 a 60 minutos de exposição.

III. Formação de subprodutos organoclorados

As águas residuárias de origem doméstica contêm matéria orgânica dissolvida que pode produzir subprodutos nocivos ao meio ambiente, quando cloradas após o tratamento. A formação destes subprodutos é influenciada pelas

características químicas e pela quantidade de matéria orgânica dissolvida presente no efluente.

Segundo CONDIE (1986), desde 1974 que reações químicas secundárias mais complexas têm sido identificadas em águas submetidas à cloração para o abastecimento público nos Estados Unidos.

De acordo com MEYER (1994), as pesquisas correlacionavam águas de abastecimento público e câncer, principalmente os estudos da EPA, que encontrou subprodutos nocivos nas águas tratadas de cento e treze estações de tratamento de águas (ETA) que utilizavam o cloro e seus derivados nos processos de desinfecção. Neste estudo foram detectados 27 compostos orgânicos, onde quatro compostos surgiram com grande frequência em todas as pesquisas realizadas, denominados de trihalometanos ou THM. As classes químicas, os principais subprodutos e os principais efeitos na saúde estão listados no Quadro 8.

QUADRO 8 - OS PRINCIPAIS SUBPRODUTOS FORMADOS COM A CLORAÇÃO E OS PRINCIPAIS EFEITOS NA SAÚDE HUMANA.

CLASSE QUÍMICA	SUBPRODUTO	EFEITO TOXICOLÓGICO
Trihalometanos	Clorofórmio	Carcinogênico, hepatóxico, tóxico renal
	Diclorobromometano	Hepatóxico, tóxico renal
	Dibromoclorometano	Hepatóxico, tóxico renal
	Bromofórmio	Hepatóxico, tóxico renal
Haloacetonitrilas	Cloroacetonitrila	Genotóxico
	Dicloroacetonitrila	Mutagênico, Genotóxico
	Tricloroacetonitrila	Genotóxico
	Bromocloroacetonitrila	Mutagênico, Genotóxico
	Dibromoacetonitrila	Mutagênico, Genotóxico
Derivados Haloácidos	Ácido Dicloroacético	Desordem metabólica, neurotóxica, lesões oculares

FONTE - CONDIE, 1986.

Preocupações adicionais tinham sido levantadas pelo National Cancer Institute quando as pesquisas confirmaram que o clorofórmio, subproduto da cloração, tinha causado o aumento da incidência de tumores em duas espécies de animais.

Em 1978, a EPA propôs fixar limites de 100 µg/L THM em águas de abastecimento humano, mesmo com provas cabais que o THM era maléfico para saúde. Em 1979, este parâmetro foi regulamentado, apesar das evidências de carcinogenicidade do clorofórmio terem sido apenas em estudos com animais (KHORDAGUI & MANCY, *apud* MAYER, 1994).

No Brasil o Ministério da Saúde através da Portaria 1469/00 também fixa os mesmos limites de 0,1mg/L THM Total em águas de abastecimento humano,

Os THM são compostos organoclorados formados através da reação do cloro com certos compostos orgânicos naturalmente presentes na água, como os ácidos húmicos (matéria orgânica) e fúlvicos (denominados de precursores), resultantes da decomposição de vegetação.

Estes ácidos na sua grande maioria contém radicais cetona, que podem causar halofórmios após a reação com o cloro (VAN BREMEM, *apud* MEYER, 1994).

Além dos precursores, a concentração de algas também influencia na formação dos THM (PERRY, *apud* MEYER, 1994).

Conforme IVANCEV-TUMBAS *et al.* (1999), os fatores que influenciam a formação de THM são o carbono orgânico total (TOC), a estrutura da matéria orgânica, a concentração do oxidante, o tempo de contato com o oxidante, o pH, a temperatura, e a concentração de brometos.

ADIN *et al.* (*apud* IVANCEV-TUMBAS *et al.*, 1999), acreditam que a que a concentração de THM depende da quantidade de matéria húmica na água e que múltiplas reações estão envolvidas. Na primeira fase são formados os halogênios orgânicos intermediários, os quais, após reações mais avançadas, são transformados para THM.

JIMENEZ *et al.* (*apud* IVANCEV-TUMBAS *et al.*, 1999), derivaram a equação cinética correspondente para a taxa de formação de THM, como uma função da concentração de ácidos húmicos com o oxidante, sob condições controladas de pH, temperatura, medidas através de absorbância de UV, a 257nm, durante o tempo da reação.

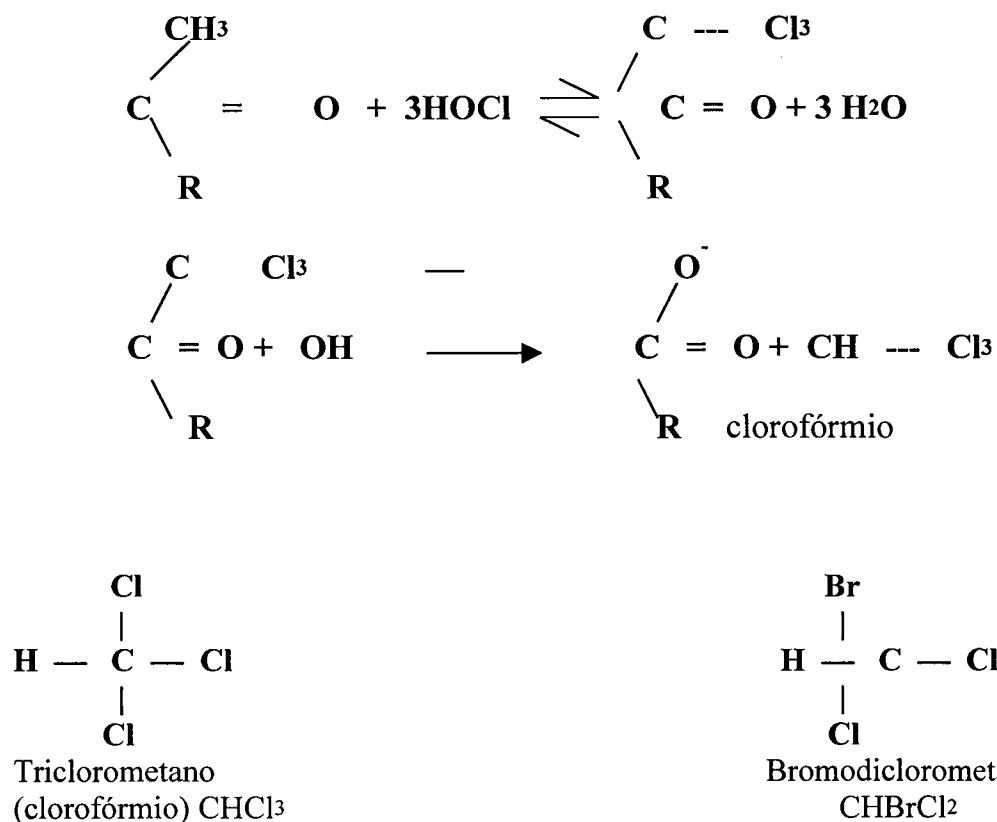


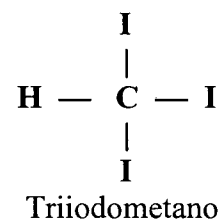
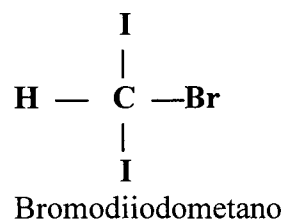
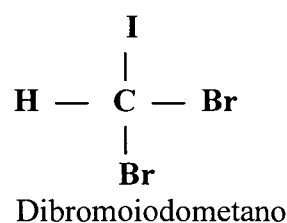
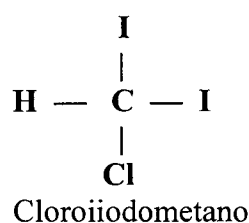
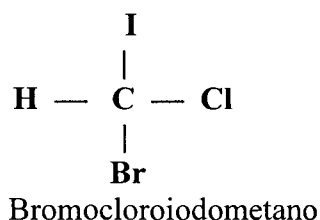
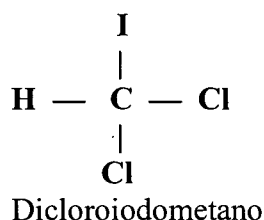
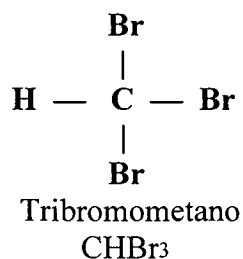
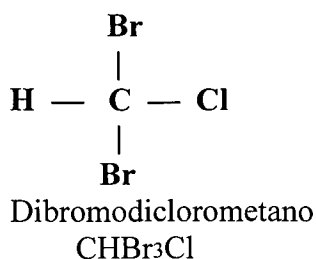
Outro modelo matemático também foi desenvolvido em função de diferentes tipos de águas e formação de THMs, o que levou a EPA a adotá-los para equacionar a concentração de subprodutos oriundos de águas para abastecimento público, no Programas de Simulação em Plantas de Tratamento de Água, (SINGER *et al.*, *apud* IVANCEV-TUMBAS *et al.*, 1999).

ORTH *et al.*(1987), relatam que devido aos efeitos negativos destes subprodutos, a cloração está sendo abandonada pela maioria dos países desenvolvidos na desinfecção de efluentes. No Brasil, entidades de controle ambiental têm evitado aprovar e recomendar este tipo de prática.

Conforme SANTOS, (*apud* MEYER, 1994), os THM mais significativos em águas de abastecimento têm limites estabelecidos em legislação para o consumo humano, e os quatro mais comuns encontrados são o triclorometano ou clorofórmio ( $\text{CHCl}_3$ ), o mais fácil de ser detectado, o bromodiclorometano ( $\text{HBrCl}_2$ ), o dibromoclorometano ( $\text{CHBr}_2\text{Cl}$ ) e o tribromometano ( $\text{CHBr}_3$ ), mostrados na forma de estrutura molecular conforme a Figura 2.

FIGURA 2 - AS FORMAS DA ESTRUTURA MOLECULAR DOS THMS





FONTE – SANTOS, *apud* MEYER, 1994

Em águas residuárias também ocorre a formação dos THM e outros subprodutos porque a constituição química dos efluentes é muito diversificada.

De acordo com NARKIS *et al.* (1992), a reação do cloro com a amônia contida nos efluentes forma as cloraminas, que é 80 vezes menos eficaz na destruição dos microorganismos patogênicos que o cloro livre. Efluentes de baixa qualidade, com altas concentrações de amônia e outros compostos orgânicos, necessitam de altas dosagens de cloro para matar bactérias patogênicas e inativar vírus, além de formar compostos organoclorados, tornando-se essa prática pouco efetiva.

Durante as duas últimas décadas, tem-se dado a atenção para a presença das quantidades extremamente perigosas de compostos organoclorados encontradas em águas tratadas, desinfetadas através da cloração, que ameaçam tanto a saúde humana como a fauna aquática. Mas, com a necessidade de se reaproveitar águas residuárias para agricultura, a maior preocupação emana da possibilidade destes subprodutos contaminarem outras águas além das águas superficiais freqüentemente utilizadas como corpo receptor de efluentes.

Segundo ROOK; SYMONS, (*apud* NARKIS *et al.*, 1992), os compostos organoclorados formados da cloração poluem o ambiente porque não são facilmente biodegradáveis, persistem e acumulam-se nos sistemas aquáticos e nos solos.

As águas residuárias domésticas cloradas que contém subprodutos poderão ser perigosas quando reutilizadas na agricultura, porque quando são absorvidas pelo solo podem ser acumuladas no lençol freático e recarregar os aquíferos subterrâneos.

#### IV. Decloração

Após efetuada a cloração em um efluente para fins de desinfecção, o cloro residual persiste no mesmo durante muito tempo. Muitos países não permitem o uso da cloração sem decloração, já que as espécies aquáticas dos corpos receptores podem sofrer os efeitos negativos do cloro residual.

A decloração é o processo de remoção do cloro residual livre e combinado para reduzir a toxicidade após a cloração e antes da descarga no corpo receptor. Neste processo são utilizados dióxido de enxofre, bissulfito de sódio, metabissulfito de sódio e carvão ativado. O cloro residual total pode ser reduzido a um nível tal que não seria tóxico à vida aquática (EPA, 1999a).

O dióxido de enxofre é o produto químico mais comumente usado e remove cloro livre, monocloraminas, dicloraminas, tricloreto de nitrogênio e policompostos de cloro. Na prática, tem se verificado que 1mg/L de dióxido de

enxofre pode ser requerido para a decoloração de 1,0 mg/L de cloro residual (expresso em  $\text{Cl}_2$ ). Por causa das reações quase instantâneas entre o dióxido de enxofre com o cloro e as cloraminas, o tempo de contato não é importante, logo câmaras de contato não são usadas, apenas um ponto de aplicação com certa turbulência para uma mistura rápida do reagente (METCALF & EDDY, 1991).

LAZAROVA *et al.* (1999), relata que o dióxido de enxofre vem sendo reconhecido como carcinogênico e muitos países estão deixando de usá-lo. Estudos em grande escala do biossulfito de sódio, adotado como substituto vêm mostrando comportamento de persistência. Além disso, esta prática aumenta a salinidade e consome OD, requerendo algumas vezes reaeração do efluente.

## V. Vantagens e desvantagens do processo

O cloro como agente químico no processo de desinfecção apresenta vantagens e desvantagens:

As vantagens são:

- a) a cloração é uma tecnologia bem estabelecida;
- b) atualmente, a cloração tem custo efetivo menor que a desinfecção por ultravioleta e ozônio (exceto quando é requerida a decoloração);
- c) o cloro residual remanescente no efluente tratado prolonga a desinfecção mesmo depois do tratamento inicial, podendo ser medido para avaliar a sua eficiência;
- d) a desinfecção por cloro é confiável e eficiente diante de uma gama de microrganismos patogênicos;
- e) a cloração é eficiente na oxidação de certos compostos orgânicos e inorgânicos;

- f) o controle da dosagem é flexível na cloração;
- g) a cloração pode eliminar odores nocivos durante a desinfecção.

As desvantagens são:

- a) todas as formas de cloro são altamente corrosivas e tóxicas. Desta maneira o armazenamento, manuseio e transporte requerem regulamentos de segurança;
- b) o cloro oxida certos tipos de matéria orgânica e águas residuárias produzindo subprodutos que afetam a saúde humana e o meio ambiente;
- c) o nível dos sólidos dissolvidos totais aumenta no efluente tratado por este processo;
- d) o cloreto contido no efluente tratado aumenta;
- e) o cloro residual é instável na presença de altas concentrações de matéria orgânica de cloro; desta forma requer altas dosagens para se obter a eficiência adequada;
- f) espécies parasitas como o *Cryptosporidium parvum*, cistos de *Entamoeba histolytica*, *Giardia lamblia* e ovos de helmintos são resistentes a baixas dosagens de cloro;
- g) os efeitos dos compostos formados com a decloração durante longos períodos de descarga são desconhecidos no meio ambiente.

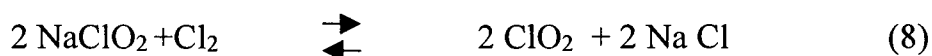
### 3.2.3.3. Dióxido de Cloro

O Dióxido de Cloro ( $\text{ClO}_2$ ) foi descoberto em 1811 por SIR HUMPHREY DAVY, que o chamava de “*the green-yellow gas euchlorine*”. DAVY produzia o gás acidificando clorato de potássio com ácido sulfúrico, e a primeira referência na literatura foi de Millon, que obteve o gás verde-amarelo acidificando o clorato de potássio com ácido clorídrico. Ele absorvia o gás em solução alcalina e obtinha o clorito (e o clorato). O *Gás de Millon*, como era chamado, não era identificado como contendo dióxido de cloro até que, em 1881, GARZAROLLI-THURNLACKH identificaram o gás (AIETA *et al.*, 1986).

TAYLOR *et al.* ( *apud* AIETA *et al.*, 1986), relataram a descoberta de um novo produto químico comercial utilizado para branqueamento, com característica superior aos até então utilizados: o clorito de sódio. Eles ainda discutiram a liberação do dióxido de cloro sob acidificação ou seja, reação com cloro. A partir desta época, a aplicação do dióxido de cloro para tratamento de água foi possível com a disponibilidade comercial do clorito de sódio.

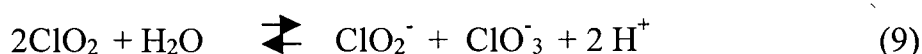
#### I. Propriedades Químicas

O Dióxido de Cloro ( $\text{ClO}_2$ ) é um gás sintético, de cor amarelo-esverdeado a  $10^\circ\text{C}$ ; abaixo desta temperatura condensa-se, tornando-se vermelho e cerca de 2,4 vezes mais pesado do que o ar. A sua produção e a taxa de formação depende do pH. A partir do pH 2 e 5, respectivamente, são formados 70 a 85% do gás; já em pH alto, a taxa de formação é bem menor. Segundo GANSTRON and LEE, (*apud* BITTON, 1994), o processo ocorre através da seguinte reação química:



O dióxido de cloro torna-se explosivo a partir de uma concentração superior a  $300 \text{ g/m}^3$ , mas seu comportamento em solução aquosa pode ser estável durante muito tempo se houver condições adequadas para isto, como a pureza da solução aquosa, o pH da solução ser inferior a 7, a temperatura inferior a  $25^\circ\text{C}$  e o ambiente sem a presença de luz. Se estas condições não forem obedecidas haverá uma aceleração na decomposição do mesmo.

Nesta decomposição são produzidos primeiro o clorito ( $\text{ClO}_2^-$ ) e depois o clorato ( $\text{ClO}_3^-$ ), mostrados através das seguintes reações:



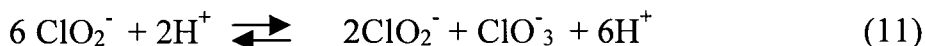
A velocidade desta reação aumenta em função do aumento do valor do pH.

O clorito formado pode continuar se desintegrar formando o clorato, de acordo com a reação:



A velocidade desta reação também aumenta mas, em função da diminuição do valor do pH.

Finalmente do dióxido de cloro resultam o clorito e o clorato.



## II. Procedimentos para obtenção do Dióxido de Cloro

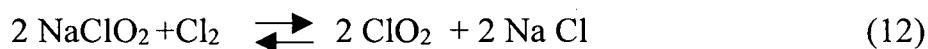
Como  $\text{ClO}_2$  não pode ser armazenado ou transportado em forma concentrada de gás ou como solução aquosa, deve ser produzido somente o que for consumido e no local onde for aplicado.

Para a utilização na indústria ou nos processos de tratamento de águas potáveis ou residuárias, o  $\text{ClO}_2$  poderá ser obtido de várias maneiras, utilizando-

se o clorito de sódio com os seguintes reagentes: cloro dissolvido, ácido clorídrico, cloro gasoso, ácidos orgânicos e reações eletroquímicas.

Os dois procedimentos mais comuns são:

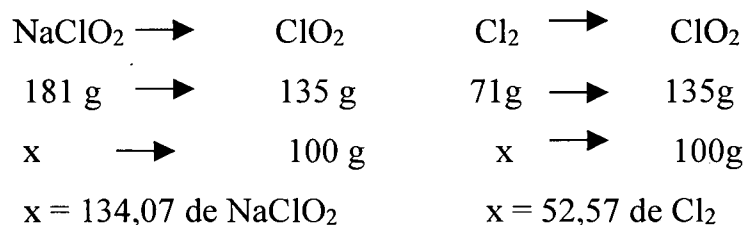
Clorito de Sódio e Cloro - Neste procedimento o clorito é oxidado através de  $\text{Cl}_2$  para  $\text{ClO}_2$  através da seguinte reação:



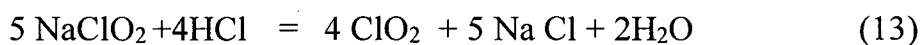
Nesta reação pode-se fazer o seguinte balanço de massa:



Então serão necessários para produzir 100 g de  $\text{ClO}_2$ :



Clorito de Sódio e Ácido Clorídrico: no segundo procedimento, para produzir solução aquosa de  $\text{ClO}_2$  tem-se a seguinte reação:

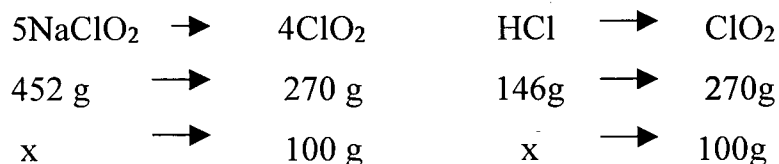


Através da reação pode-se fazer o seguinte balanço de massa:





Então serão necessários para produzir 100 g de  $\text{ClO}_2$  :



$$x = 167,5\text{g de NaClO}_2$$

$$x = 54,00\text{g de HCl}$$

Além de desinfetante, o dióxido de cloro é um poderoso oxidante e tem sido utilizado para oxidar ferro, manganês, nitritos e algumas vezes também para oxidação de sulfetos; entretanto, não oxida a amônia nem o brometo.

### III. Efeitos Sobre os Microorganismos Patogênicos

O dióxido de cloro é um desinfetante de ação rápida, igual ou superior ao cloro na inativação de bactérias e vírus. Este gás também é efetivo na destruição de cistos de protozoários patogênicos (NARKIS,1996, AIETA *et al.*, 1986).

Conforme CHEN *et al.* (1985), rotavírus de humanos e macacos são destruídos quando o dióxido de cloro é utilizado na faixa de pH entre 4,5 a 9.

O primeiro modo de ação do desinfetante é destruir a síntese de proteínas e lipídios em células bacterianas e também provocar a ruptura da membrana citoplasmática de bactérias gram-negativas.

Com relação à inativação dos vírus, a aplicação do dióxido de cloro tem revelado resultados contraditórios. Alguns cientistas afirmam que o objetivo primário da ação letal do gás é para a capa protéica do vírus enquanto outros concluem que o ataque do dióxido de cloro é no genoma do vírus.

Estudos de NARKIS (1986), mostram que os efeitos do  $\text{ClO}_2$  em efluentes tratados da estação de tratamento de esgotos de Haifa, Israel, são altamente eficientes na remoção de microorganismos, principalmente entre as faixas de pH 4,4 a 6,7. Esta remoção é necessária já que o reuso de águas residuárias é

largamente praticado neste país para irrigação e, dependendo das culturas a serem irrigadas, as exigências com relação a microorganismos são severas.

O Ministério da Saúde de Israel recomenda a desinfecção dos efluentes biologicamente tratados para reuso em irrigação. Dependendo do tipo de cultura para o consumo humano, o efluente reutilizado deve apresentar cloro residual após uma hora de contato (NARKIS, 1987).

De acordo com RICHARDSON *et al.* (1994), os critérios da Organização Mundial da Saúde (WHO) para a reutilização de águas residuárias na irrigação, principalmente para culturas de alimentos que serão consumidos crus, não poderão conter mais que 100 coliformes por 100 ml em 80% das amostras analisadas.

A utilização de efluentes para irrigação irrestrita, isto é para culturas que podem apresentar riscos de contaminação os valores recomendados pela WHO recomenda 1000 coliformes fecais/100ml o que corresponde para o Brasil, os padrões de lançamento para corpos d'água classe 2 após diluição esgoto/corpo receptor (VON SPERLING, 1996b).

## V. Aplicações do Dióxido de Cloro

A primeira aplicação do dióxido de cloro para desinfecção de águas potáveis ocorreu em 1944 nas Cataratas do Niagara, NY, EUA, para o tratamento de águas para abastecimento público (AIETA *et al.*, 1986).

SYMONS *et al.* (*apud* AIETA *et al.*, 1986) identificaram 103 instalações nos Estados Unidos e 10 no Canadá que estavam utilizando o dióxido de cloro para desinfecção de águas potáveis. Atualmente, este número aumentou para 300 a 400 instalações com o mesmo fim. Na Europa, estima-se em mais de mil. Na Itália, por exemplo, o  $\text{ClO}_2$  é o segundo agente químico mais utilizado para desinfecção de sistemas de abastecimento de água.

No Brasil, ainda é largamente difundida a desinfecção de águas para o abastecimento público com cloro gasoso e hipocloritos, mas começam a surgir novas alternativas, e dentre elas o dióxido de cloro. Foram realizadas pesquisas na ETA de Santópolis do Aguapeí, no Baixo Paranapanema, São Paulo, com resultados positivos (HEITZMANN *et al.*, 1998).

O primeiro gerador para produção de  $\text{ClO}_2$  *in situ* para desinfecção em águas de abastecimento, foi instalado e encontra-se em operação desde 1997 pela concessionária SAMAE, na cidade de Brusque, SC. Na cidade de Balneário Camboriú, SC, através da CASAN, desde 1999 está operando também um equipamento deste tipo para desinfecção de efluentes domésticos tratados.

O uso deste desinfetante para o tratamento de águas residuárias está sendo adotado em países onde os recursos de água potável estão escassos e o reuso das águas residuárias é praticado com intensidade como o caso de Israel.

Uma das principais características de efluentes domésticos tratados é a presença de compostos que não foram completamente removidos no tratamento e, dependendo do desinfetante utilizado, poderão formar subprodutos como as cloraminas e os THM.

Segundo AMBERGER *et al.* (1995), o dióxido de cloro não reage com a amônia, logo não forma subprodutos, diminuindo o consumo de desinfetante.

Uma das vantagens da aplicação do  $\text{ClO}_2$  como desinfetante em efluentes domésticos tratados é que não gera grandes quantidades de produtos halogenados, que são comuns com a cloração, e reduz significativamente a cor e o odor dos efluentes (RICHARDSON *et al.*, 1994).

Águas residuárias que apresentam fenóis em sua composição, na presença de cloro produzem clorofenóis, o que não ocorre com o uso de dióxido de cloro.

DENART *et al.* (1995), relata que o dióxido de cloro é utilizado para desinfecção de águas residuárias destinadas para irrigação de jardins, para proteção de corpos d'água destinados à recreação, para maricultura e desinfecção de efluentes de hospitais. O tempo de contato é menor que cinco minutos para agir como desinfetante nas bactérias do grupo coliformes totais e coliformes

fecais. Os resultados foram obtidos através da desinfecção terciária com dióxido de cloro em uma estação de tratamento francesa com tratamento biológico e físico-químico misturados. Semelhante à Balneário Camboriú, o efluente era descarregado diretamente no rio que tinha uma praia utilizada para recreação a 1 km da foz. A concentração de cloro residual era perto de zero na saída da estação. Desta forma pode-se considerar que o dióxido de cloro não perturbava o corpo receptor enquanto assegurava boa eliminação de microrganismos.

De acordo com NARKIS (1987), o comportamento do dióxido de cloro investigado em efluentes tratados com processos físico-químicos avançados pode ser recomendado como um eficiente desinfetante. Com a melhoria da qualidade do efluente, diminui-se a dosagem de desinfetante e conseqüentemente a quantidade de íons de clorito formados, suspeitos como tóxicos.

CONDIE (1986) e RICHARDSON *et al.* (1994), afirmam que o dióxido de cloro poderá interferir com as funções da tireóide e produzir alto colesterol em animais alimentados com baixos teores de cálcio e altos de lipídios. Os dois subprodutos inorgânicos, o  $\text{ClO}_2^-$  (clorito) e  $\text{ClO}_3^-$  (clorato), formados do dióxido de cloro poderão interferir na saúde humana. Ambos poderão combinar com a hemoglobina e causar a metemoglobinemia.

Os resultados preliminares relativos ao potencial de  $\text{ClO}_2$  como um desinfetante eficiente em efluentes foram estudados principalmente para processos de lodos ativados, mas ainda é necessário melhorar ou desenvolver métodos analíticos mais adequados para estudos de efluentes de outros tipos de tratamento de esgotos. Estes estudos são particularmente importantes para uma desinfecção fidedigna dos efluentes para reutilizá-los na agricultura, na indústria, na recarga de aquíferos ou ainda para outros diversos fins, como também preservar e proteger os mananciais ainda existentes para o uso mais nobre, o abastecimento público.

## ECOTOXICOLOGIA

A extensiva poluição dos recursos hídricos do planeta durante os últimos anos é originada pelo desenfreado desenvolvimento urbano, agrícola e industrial. As tecnologias para tratamento da recuperação de águas residuárias de origem doméstica e industrial vêm sendo cada vez mais desenvolvidas para remover o maior número possível de partículas poluentes.

Mesmo assim, os efluentes domésticos tratados ainda contêm partículas de origem química ou biológica que, apesar da pouca quantidade, podem provocar modificações no corpo hídrico utilizado para descarga. Estas partículas podem ser os vírus, as bactérias que provocam a incidência de doenças de origem hídrica, como também partículas químicas oriundas dos compostos químicos componentes do efluente e de algas, como as cianobactérias, que podem intoxicar os usuários e habitantes daquele ecossistema.

O monitoramento de controle da qualidade destes corpos receptores, realizado através de parâmetros físico-químicos e limnológicos, é que quantifica e identifica as informações a médio e a longo prazo.

Muitas vezes são necessários mais evidências para se solucionar os problemas de ordem ambiental causados por determinados agentes dos efluentes. Estes agentes provocam distúrbios como a mudança de comportamento ou a mortandade de uma ou várias espécies da biota aquática do corpo receptor. Esta resposta pode ser obtida através de bioensaios ou testes toxicológicos que avaliam o comportamento de organismos pré-selecionados expostos às substâncias tóxicas da água em questão. Este teste evidencia uma situação mas não identifica a causa do problema.

A toxicologia é uma excelente ferramenta de avaliação ambiental. É usada para avaliar o poder de um agente tóxico contido em um efluente ou corpo d'água sobre um determinado organismo vivo.

Segundo GOLDSTEIN *et al.*; CHOMENKO, (*apud* FRELLO, 1998), os bioensaios são utilizados para avaliar a toxicidade de efluentes ou outros

materiais suspeitos, especificar padrões para lançamento em efluentes, padronizar uma escala de sensibilidade relativa a certas espécies de organismos e identificar variáveis físico-químicas como temperatura e pH. Além disto é um parâmetro de julgamento para enquadramento da qualidade de um efluente nas legislações referentes a poluição aquática.

Em conformidade com a Norma DIN 4049, a toxicidade pode ser definida como “a habilidade de uma substância sob certas condições, exercer efeito danoso sobre organismos ou biocenoses, devido as suas propriedades químicas e a sua concentração.”

Os bioensaios são praticados com organismos vivos porque eles são capazes de responder as todas interferências negativas diretas ou indiretas no seu meio ambiente. Dependendo do organismo e do agente nocivo, as mudanças de comportamento podem ser nitidamente vistas e medidas.

De acordo com KNIE (1998), não existe nenhum organismo que seja igualmente sensível a todos os componentes potencialmente tóxicos presentes em uma água ou efluente. Mais de 11 milhões de organismos estão registrados no Chemical Abstracts Service (CAS), todos de espécies e níveis tróficos diferentes.

Muitos testes de toxicidade já estão padronizados por órgãos normativos nacionais e internacionais, como a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), Deutsches Institut für Normung (DIN), International Organization for Standardization (ISO), Association Française de Normalisation (AFNOR), American Water Works Association (AWWA), e a American Society for Testing and Materials (ASTM), (FRELLO, 1998).

No Brasil, a primeira instituição ambiental a adotar os testes toxicológicos como parâmetro de avaliação de águas efluentes foi a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), em São Paulo, utilizando praticamente na maioria de seus bioensaios a metodologias da EPA. Em Santa Catarina, as análises toxicológicas para julgar a conformidade da qualidade das águas com os padrões da Legislação foram adotadas pela Fundação de Amparo a Tecnologia e

Meio Ambiente (FATMA), em 1996, com o apoio do Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ).

### **3.3.1. Aplicações dos Testes de Toxicidade**

Segundo a DIN 38412 (1991), Parte I, os testes de toxicidade são adequados para as seguintes situações:

- a) determinação de várias substâncias ou a combinação das mesmas;
- b) comparação da sensibilidade específica de diversos microrganismos aos mesmos poluentes;
- c) avaliação da bioacumulação de substâncias;
- d) avaliação da biodegradação de compostos e da toxicidade de águas residuárias de origem doméstica e industrial;
- e) avaliação da capacidade de remoção de substâncias tóxicas de efluentes em estações de tratamento esgotos e a descarga em seus respectivos corpos receptores;
- f) monitoramento da qualidade dos recursos hídricos;
- g) investigação de lançamentos clandestinos de efluentes em corpos d'água;
- h) especificação de padrões de lançamento para efluentes em corpo receptor;

- i) calcular taxas de remoção de substâncias tóxicas em águas residuárias;
- j) avaliação de risco de uma contaminação já existente.

### 3.3.2. Organismos Utilizados para Testes de Toxicidade

Da grande variedade de organismos sensíveis aos efeitos de substâncias tóxicas que podem estar contidas em corpos hídricos que recebem despejos de qualquer origem, as mais comuns são as bactérias, algas, microcrustáceos e peixes.

Nos testes toxicológicos podem ser utilizadas bactérias como a *Pseudomonas putida* e *Photobacterium phosphoreum* (*Vibrio fischeri*), algas das espécies *Senesdesmus subspicatus* e *Selenastrum capricornutum*, microcrustáceos como a *Daphnia magna* e *Ceriodaphnia dubia* e os peixes *Danio rerio*, *Pimephales promelas* (KNIE, 1998) e, *Poecilia reticulata* (bandeirinha, lebiste, sarapintado), citado por FRELLO, (1998).

Segundo recomendação da CETESB (1998), para os testes de toxicidade em organismos aquáticos deverão ser selecionadas pelo menos três espécies de organismos de três níveis tróficos diferentes. O organismo mais utilizado para execução destes testes são os peixes porque os sintomas de intoxicação e sofrimento são fáceis de serem observados (LIMA, 1985, *apud* FRELLO, 1998).

As análises toxicológicas executadas na FATMA seguem a normatização da International Standardization Organisation (ISO), que assegura a aplicação dos métodos em escala mundial e, conseqüentemente, com resultados comparáveis. Os microrganismos utilizados nos testes são as bactérias luminiscentes da espécie *Vibrio fischeri* e o microcrustáceo *Daphnia magna*.



### 3.3.2.1. Características dos Organismos

#### I *Vibrio fischeri*

A espécie *Vibrio fischeri* pertence a família, Vibrionaceae. Caracterizada como uma bactéria bioluminescente marinha, é cosmopolita e habita principalmente as águas temperadas e subtropicais, ocupando uma variedade de nichos ecológicos.

Esta bactéria pode ser autotrófica, quando utiliza somente o CO<sub>2</sub> como fonte exclusiva de carbono para seu crescimento, fotoautotrófica quando obtém a energia para luz, litoautotrófica quando obtém energia da oxidação de combinações, e heterotrófica, quando utiliza a energia do carbono para o crescimento da matéria orgânica encontrada na natureza.

Além de ser caracterizada por viver interações de cooperativismo e simbiose com lulas da espécie *Euprymna scolopes* e peixes, pode ser parasita de certos invertebrados, pode ser um saprófita de vida livre tendo como *habitat* a matéria orgânica dissolvida, ou também ser hospedeira inócua de formas jovens de animais marinhos.

Segundo SCHUBERT (*apud* KRATASYUK *et al.*, 2000), os diversos métodos de bioensaios dão a indicação dos efeitos das substâncias tóxicas nos parâmetros vitais dos organismos como a respiração, a digestão e a energia celular, sendo aplicados com sucesso para monitorar os ecossistemas aquáticos e terrestres.

Os bioensaios baseados em emissão de luz das bactérias luminescentes, utilizados na pesquisa da qualidade da água de um pequeno lago na Sibéria, demonstraram ser mais sensíveis comparados com testes utilizando-se outros microrganismos. A exposição da toxicidade debilita a respiração da *Vibrio fischeri* resultando na inibição da bioluminescência (KRATASYUK *et al.*, 2000).

## II *Daphnia magna*

A espécie *Daphnia magna* é um microcrustáceo, vulgarmente conhecida como “pulga d’água”, habitante de águas doces continentais calmas como represas e lagos.

Conjuntamente com os copépodos e rotíferos, forma a maioria do zooplâncton de água doce. Participantes do segundo nível trófico, alimentam-se de bactérias, algas protozoários e também de matéria orgânica.

Estes organismos se reproduzem por partenogênese, isto é, assexuadamente, onde as fêmeas produzem células diplóides que só originam fêmeas com o mesmo genótipo. Após a incubação por 3 ou 4 dias ocorre o nascimento e, após 5 a 9 dias tornam-se adultas. Quando as condições tornam-se desfavoráveis devido a superpopulação, mudanças na temperatura e falta de alimento, surgem os machos e fêmeas com células haplóides. Com a presença dos machos a reprodução passa ser sexuada (FRELLO, 1998).

A *Daphnia magna* tem tamanho de 0,5 a 5 mm e possui carapaça bivalve transparente, com exceção da cabeça e antenas. Suas patas torácicas capturam os alimentos como se fossem peneiras para selecionar o material encontrado na água. Como são facilmente cultivadas em laboratório e a sua reprodução forma comunidades homogêneas, apresentam sensibilidade bastante para serem utilizadas em testes de toxicidade (ZAGATTO; ARAÚJO *et al.*; *apud* FRELLO, 1998).

Esta espécie é utilizada para testes de toxicidade aguda, onde se mede a concentração da substância tóxica conhecida ou desconhecida que é capaz de imobilizar ou matar 50% da população, avaliada como Concentração Letal Média (CL50) em 48 horas. Durante este período, se não ocorrer nenhuma manifestação do organismo, então são utilizados testes para a toxicidade crônica avaliando a capacidade de reprodução, crescimento e sobrevivência dos mesmos. Pelo fato de não expressarem a letalidade estes resultados permitem avaliar com maior

precisão as concentrações não tóxicas e seguras para a biota aquática (CETESB; CHOMENCO; SANTOJANNI *et al.*, *apud* FRELLO 1998).

### 3.3.3. Qualidade da Água para Testes de Toxicidade

Os parâmetros físico-químicos das águas utilizadas para os bioensaios devem estar de acordo com as condições de sobrevivência do organismo selecionado. Os parâmetros fundamentais são o pH, temperatura, oxigênio dissolvido, dureza e condutividade

O pH tem que estar dentro dos padrões ideais para a sobrevivência das espécies, na faixa de 6,5 a 9. Alterações do pH pode se tornar letais, já que têm influência nos processos fisiológicos dos organismos, como na permeabilidade da membrana celular afetando no transporte iônico intra e extracelular. Valores de pH abaixo de 6,5 afetam a capacidade de reprodução dos peixes; valores inferiores a pH 4 ou superiores a pH 11 são letais para os organismos (ARANA, *apud* FRELLO, 1998).

A temperatura exerce influência na taxa de alimentação, crescimento e metabolismo dos organismos. Os microcrustáceos são animais pecilotermos, isto é, que não apresentam sangue com temperaturas reguladas, logo são subordinados ao seu *habitat*, estando sujeitos à temperatura ambiente, que por sua vez tem influência no seu desenvolvimento e reprodução.

O oxigênio dissolvido (OD) na água é fator limitante para o desenvolvimento dos organismos aeróbios. A maioria dos peixes não toleram concentrações inferiores a 4,0 mg/L.

Durante os testes toxicológicos é necessário monitorar a água dos recipientes de cultivo porque os níveis de OD podem decair, estressando ou até matando os organismos.

A dureza da água é responsável pelo crescimento e mineralização dos exoesqueleto de formas juvenis dos aquáticos. Quimicamente, caracteriza a

concentração catiônica do cálcio e do magnésio ligados com íons de carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) e bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ) ou com íons sulfato, cloretos e outros de acidez (ARANA, *apud* FRELLO, 1998).

A condutividade da água é a capacidade que a mesma tem em transmitir corrente elétrica. A sua determinação é necessária para que se conheça a concentração de íons da dissolução mineral pois estes são os responsáveis pelo efeito fisiológico dos organismos.

### **3.3.4. Toxicidade dos Efluentes Domésticos Tratados e os Agentes Desinfetantes**

Os efluentes domésticos quando são submetidos aos tratamentos convencionais para remoção de compostos orgânicos e inorgânicos, apresentam ainda contaminantes remanescentes das várias etapas do tratamento. Estes contaminantes normalmente são os microrganismos patogênicos que devem ser removidos dependendo dos padrões de qualidade do corpo receptor ou se este é ainda aproveitado para outros fins como o abastecimento de água, recreação primária ou irrigação.

A metodologia usualmente adotada para este caso é a aplicação de agentes químicos como a cloração. Outras alternativas têm sido estudadas depois da descoberta de que subprodutos tóxicos, mutagênicos e carcinogênicos eram formados após a cloração em águas contendo matérias orgânicas naturais como os ácidos fúlvicos e húmicos.

Com a necessidade da aplicação de desinfetantes que não formem subprodutos com potencial efeito tóxico ou mutagênico nos ecossistemas aquáticos ou nocivos à saúde humana, testes toxicológicos têm sido desenvolvidos para avaliar a capacidade das novas metodologias da desinfecção.

MONARCA *et al.* (1999), estudou a toxicidade em efluentes aplicando bioensaios de mutagenicidade com as bactérias *Salmonella typhimurium* e *Vibrio fischeri*, e de genotoxicidade com as plantas *Trasdescantia* e *Allium cepa*. O efluente bruto pré-desinfetado, era submetido a tratamento primário, lodo ativado

e, antes da descarga final, desinfetado com dosagens e tempo de contato diferentes, durante o inverno e o verão, utilizando os agentes dióxido de cloro, ozônio, radiação UV e ácido peracético (PAA). Os resultados mostraram que esgotos brutos e tratados sem aplicação de desinfetante não eram mutagênicos. Os desinfetantes aplicados tinham atividade mutagênica principalmente com os agentes químicos  $\text{ClO}_2$  e  $\text{O}_3$ , tanto no inverno como no verão. As diferenças sazonais tiveram grande influência na mutagenicidade do efluente tratado, principalmente no verão, provavelmente devido às dosagens de desinfetante ou as concentrações de precursores da água nas amostras, relacionados aos diferentes graus de poluição ocasionado pelo grande número de turistas na cidade durante o verão.

## **4. MATERIAIS E METODOS**

### **4.1. APRESENTAÇÃO**

O trabalho foi desenvolvido na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) de Balneário Camboriú, situada no município do mesmo nome, tendo como concessionária a Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN).

Para alcançar os objetivos, todas as atividades foram desenvolvidas em escala real, acompanhando as rotinas de trabalho cumpridas pela própria Companhia.

A primeira etapa foi executada nos meses de novembro e dezembro de 1999, e janeiro, fevereiro, setembro, outubro e novembro de 2000, quando foram feitas coletas de amostras para análise de parâmetros físico-químicos e bacteriológicos rotineiros, executada nos laboratórios de análise de efluentes em Balneário Camboriú e Florianópolis, da própria CASAN, e para análise de subprodutos secundários formados com a desinfecção, executada no Laboratório de Cromatografia Gasosa da SANEPAR, em Curitiba (PR).

A segunda etapa foi a realização de coleta de amostras do efluente bruto e tratado com o desinfetante  $\text{ClO}_2$  para determinação dos níveis tóxicos deste desinfetante na biota aquática. Esta etapa foi executada nos meses de setembro, outubro, novembro e dezembro de 2000 e os bioensaios realizados no Laboratório de Ecotoxicologia da FATMA, em Florianópolis (SC).

#### **4.1.1. CARACTERIZAÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS (ETE)**

Os esgotos domésticos da cidade de Balneário Camboriú são tratados através de Lagoas de Estabilização. A ETE é composta de dois módulos de lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas, denominadas de Módulo I e Módulo II. É conhecida também como sistema australiano, conforme ilustrado na Figura 3.



FIGURA 3 - ESTAÇÃO DE TRATAMENTO SANITÁRIOS DE ESGOTOS DE BALNEÁRIO CAMBORIÚ



O sistema foi projetado para atender uma população fixa de 33.000 habitantes mais 99.484 de população flutuante, totalizando 132.646 habitantes, carga orgânica DBO de 7162 kg/d e vazão total de 29.845 m<sup>3</sup>/dia, conforme os parâmetros de projeto da TECNOSAN ENGENHARIA S/A, (1980).

As áreas das Lagoas Anaeróbia I e Anaeróbia II têm respectivamente 1,75 e 1,91 ha e profundidade de 3 m, sendo que as outras duas lagoas, a Lagoa Facultativa I e a Facultativa II, têm áreas de 6,46 e 7,39 ha e profundidade de 1,75 m. Este sistema possui uma lagoa intermediária com 1,60 ha, considerada como facultativa - reaproveitada quando da implantação do sistema atual - e que recebe parte do efluente da Lagoa Anaeróbia II.

Os dois módulos foram construídos para operarem em paralelo, mas apresentam dispositivos de interligação entre os dois, permitindo a flexibilidade operacional, isto é, também podem ser operadas em série.

O efluente bruto após ser medido em macro-medidor eletromagnético chega as lagoas anaeróbias através de uma caixa de distribuição, constituída de três câmaras: uma que recebe as tubulações do emissário com o efluente bruto, seguindo este para



uma segunda que alimenta os vertedouros e, finalmente, chegando na terceira, onde é encaminhado para as lagoas anaeróbias através de duas tubulações paralelas de ferro fundido, alimentando-as pelo fundo, na massa líquida das mesmas. O regime de vazão é intermitente e a distribuição do efluente é uniforme para as duas lagoas anaeróbias.

O efluente tratado por estas lagoas é encaminhado às lagoas facultativas através de caixas extravasadoras fluindo por vertedores retangulares, os quais, além de serem utilizados para medir a vazão, também permitem os ajustes operacionais das lagoas. Além deste dispositivo, as caixas extravasadoras possuem registros de descarga de fundo que são utilizados para escoamento das lagoas na sua manutenção, como a ocorrida em 1997 para retirada de sedimentos.

Nas lagoas facultativas, após o tratamento através de processos anaeróbios e aeróbios, o efluente dos dois módulos é encaminhado pelo mesmo processo para uma tubulação de 900 mm de diâmetro e conduzido para desinfecção.

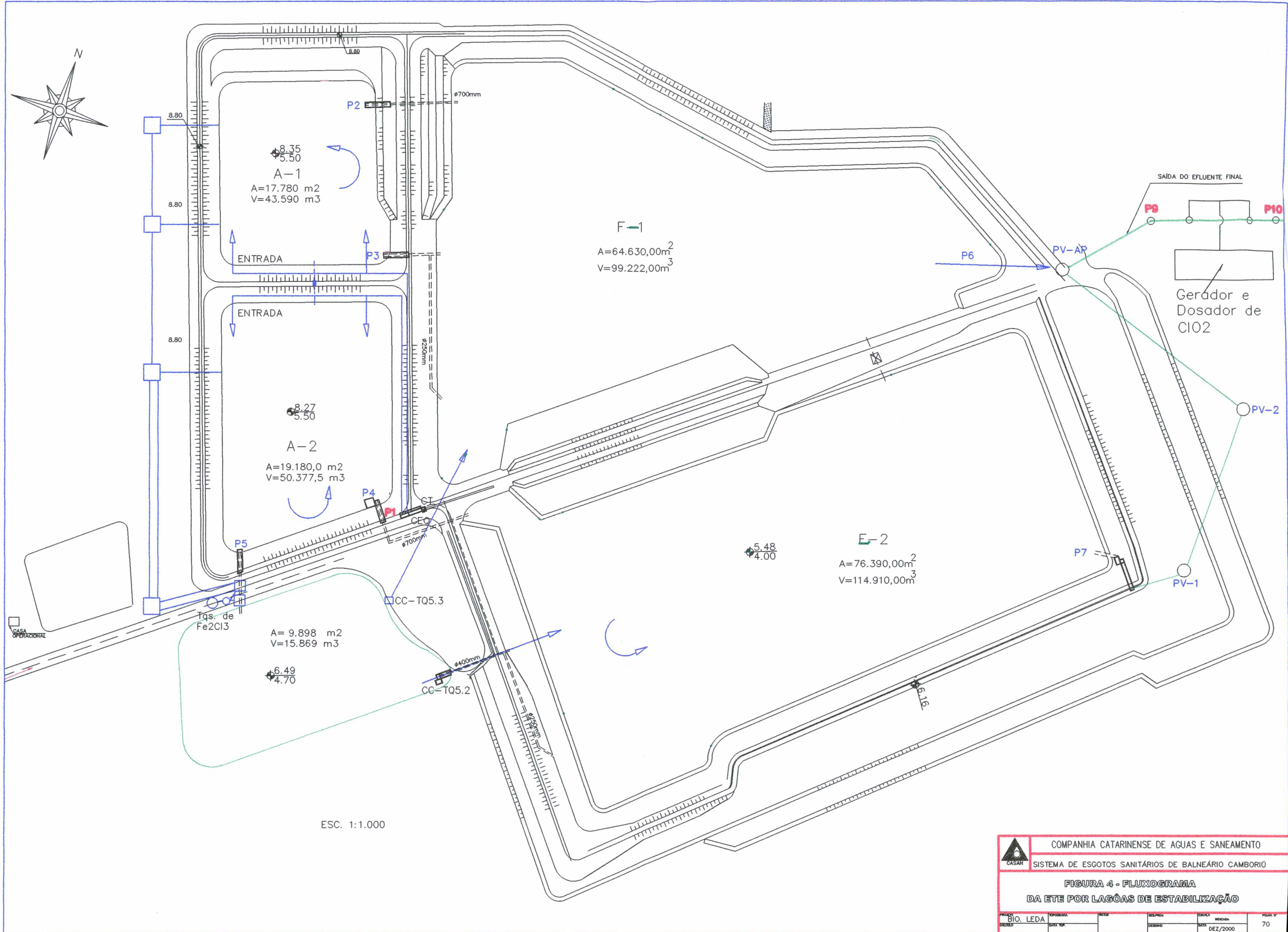
O sistema de lagoas foi projetado para um tempo de detenção do efluente de cinco dias nas lagoas anaeróbias e 17 dias nas lagoas facultativas, baseado em parâmetros adotados por GLOYNA, ECKENDELFER E ARCEIVALA, conforme Relatório Técnico da TECNOSAN ENGENHARIA S/A, (1980).

O fluxograma da ETE de Balneário Camboriú está representado na Figura 4.

Durante os meses de janeiro, fevereiro e março, no período de veraneio, ocorre um incremento na vazão dos efluentes domésticos da cidade, quando é adotado tratamento químico com coagulante cloreto férrico na parte excedente de esgoto bruto.

Após o tratamento através de processos anaeróbios e aeróbios, o efluente dos dois módulos é extravasado para uma tubulação de 900 mm de diâmetro, onde recebe uma dosagem desinfetante produzido “in loco”, sendo encaminhado ao corpo receptor, a área estuarina do Rio Camboriú, enquadrado como Classe 2, conforme estabelecido pela LEI ESTADUAL N.º 5793 de 15/08/80, Decreto N.º 14250 de 15/10/80 e Resolução do CONAMA N.º 20 de 18/06/86.





O Rio Camboriú está inserido na Bacia Hidrográfica do Rio Camboriú, situada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú, no litoral centro-norte de Santa Catarina, que integra a área dos Municípios da Foz do Rio Itajaí-açú (AMFRI, 1996).

Segundo REIS *et al.* (1997), a bacia drena uma área de 138,80 km<sup>2</sup> e o rio possui 40 km de extensão, com largura de aproximadamente 120m e vazão de 2.697,12 l/s. Dois municípios são banhados por este rio e o utilizam como principal fonte de abastecimento público de água; a montante, a cidade de Camboriú, e a jusante, a maior cidade turística de Santa Catarina e região sul, Balneário Camboriú.

Devido a esta característica, durante o período de veraneio o incremento populacional da cidade corresponde, hoje, a 10 vezes mais que a população projetada para ETE, ocasionando problemas de infra-estrutura básica; e entre eles está relacionado o saneamento básico (REIS *et al.*, 1997).

Segundo Train Sea Coast-Brasil (*apud Programa de Orientação e mobilização participativa para a Bacia Hidrográfica do Rio Camboriú, Sub Bacias do rio dos Macacos, Rio Pequeno/Ostras e Rio do Braço, 1998*), os principais problemas do Município de Balneário Camboriú são as ligações clandestinas de esgotos, os efluentes domésticos insuficientemente tratados pelo sistema de tratamento e os índices impróprios de balneabilidade.

Como a estação de tratamento estava projetada para atender a um pico de 132.646 habitantes, e no verão esse limite é ultrapassado quase dez vezes, o efluente final tratado não alcançava a contento os padrões de lançamento exigidos pela legislação vigente.

Diante da situação, a Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN) adotou o tratamento químico com cloreto férrico para a vazão excedente durante este período e, como tratamento secundário, a desinfecção final com dióxido de cloro (ClO<sub>2</sub>).

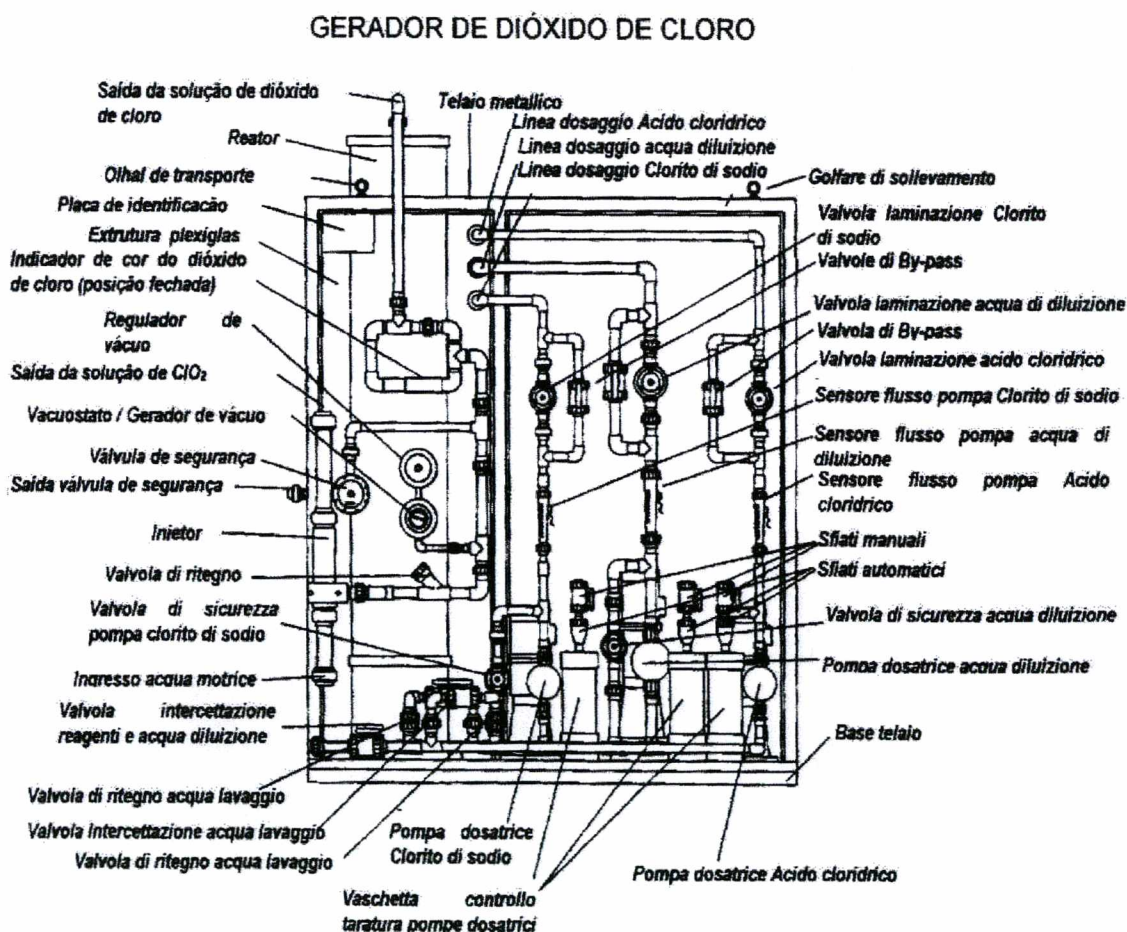


#### 4.1.2. CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE DESINFECÇÃO

A desinfecção do efluente tratado do esgoto doméstico da cidade de Balneário Camboriú é feita através de processos químicos tendo como agente desinfetante o dióxido de cloro ( $\text{ClO}_2$ ), utilizado na indústria, nos processos de tratamento de águas potáveis e também residuárias.

A produção de dióxido de cloro é feita *in situ*, através de gerador da marca BIO-CHLOR, modelo BOC PLUS 10000, com capacidade produtiva de 1.000 a 10.000g/h  $\text{ClO}_2$ , construído pela SODI SCIENTÍFICA S.p.a. da Itália especialmente para a ETE da cidade de Balneário Camboriú, conforme mostrado na Figura 5.

FIGURA 5 - ESQUEMA DOS COMPONENTES DO GERADOR MARCA BIO-CHLOR, MODELO BOC PLUS 10000

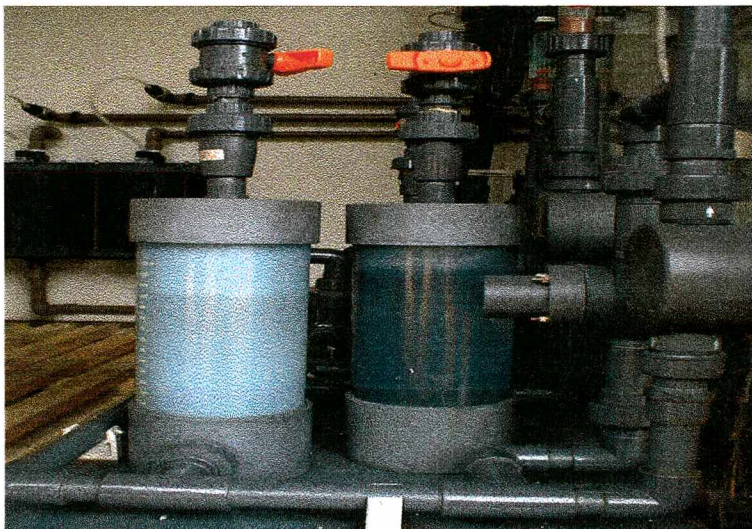


FONTE: SODI SCIENTÍFICA S.p.A., 1993

A reação química é feita em ambiente controlado, com os reagentes químicos de clorito de sódio ( $\text{NaCl}_2$ ) e ácido clorídrico ( $\text{HCl}$ ).

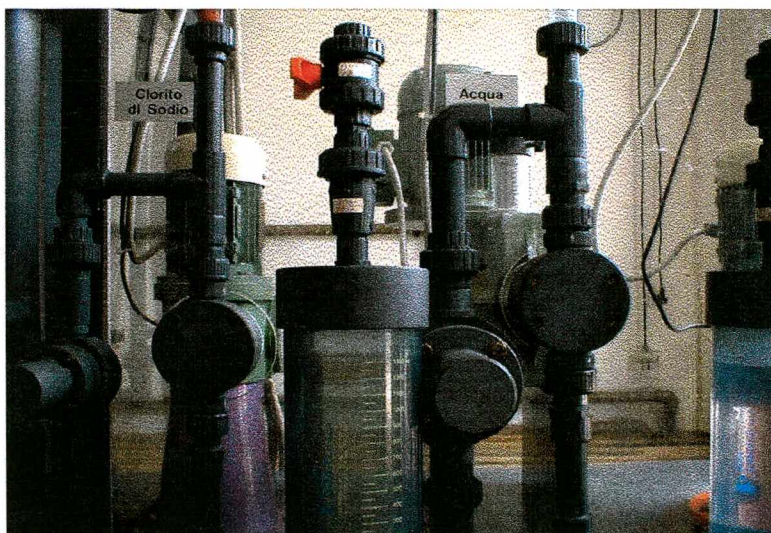
Estes reagentes não podem ser utilizados nas suas concentrações reais porque podem formar o desinfetante em concentração explosiva, razão pela qual é utilizada a água de arraste durante a produção do  $\text{ClO}_2$ . A figura 6 ilustra as bombas de  $\text{HCl}$  e de água de arraste.

FIGURA 6 – BOMBA DE DOSAGEM DE ÁCIDO CLORÍDRICO E ÁGUA DE ARRASTE.



O ácido clorídrico é adicionado no reator para melhor performance e que também controlará o pH. A Figura 7 ilustra a bomba de dosagem de clorito de sódio.

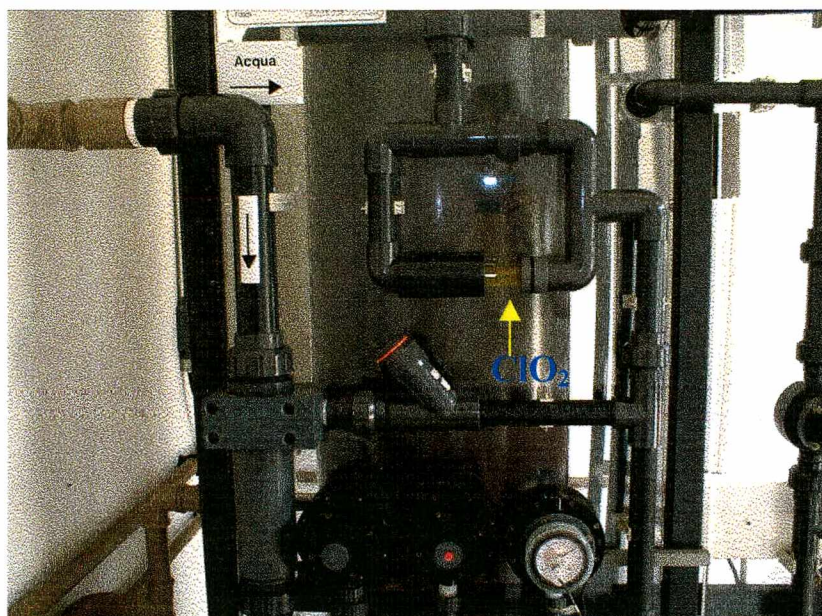
FIGURA 7 – BOMBA DE DOSAGEM DE CLORITO DE SÓDIO.





A mistura dos reagentes deve ser boa para se obter concentrações no limite de até 20g/L de  $\text{ClO}_2$ . Concentrações inferiores a estes valores influenciam no tempo da reação no interior do reator e, próximas a 26g/L, podem ser explosivas na saída do reator. Outro parâmetro de influência na geração de  $\text{ClO}_2$  é a temperatura, que deverá ser superior a 15°C para tempo de contato menor no interior do reator (7 a 10 min). Na Figura 8 está ilustrado a produção de  $\text{ClO}_2$ .

FIGURA 8 – PRODUÇÃO DE DIÓXIDO DE CLORO NO REATOR



#### 4.1.2.1. Aplicação e Dosagem do Dióxido de Cloro no Efluente Tratado

Durante o período da pesquisa, a dosagem do dióxido de cloro do Gerador BI-O-CHLOR PLUS estava operando na modalidade manual e programada para uma vazão fixa de 5.120 g/h de  $\text{ClO}_2$ .

A vazão média da ETE foi de 226,9 l/s com a máxima de 342,7 l/s e a mínima de 182,0 l/s e a dosagem média de  $\text{ClO}_2$  foi de 6,32 mg/L de  $\text{ClO}_2$ , a máxima de 7,80 mg/L de  $\text{ClO}_2$  e a mínima de 4,15 mg/L de  $\text{ClO}_2$ .

O ponto de dosagem foi instalado após o efluente tratado pelas Lagoas Facultativas I e II, denominado de P 10, conforme ilustrado na Figura 9.



FIGURA 9 - PONTO DE DOSAGEM DO  $\text{ClO}_2$  NO EFLUENTE TRATADO PELAS LAGOAS FACULTATIVAS I E II DENOMINADO DE P10.



O GERADOR BI-O-CHLOR PLUS 10000 e os tanques de armazenagem de  $\text{NaClO}_2$  e  $\text{HCl}$  estão protegidos por container de fibra de vidro conforme ilustrado na Figura 10.

FIGURA 10 – VISTA DAS INSTALAÇÕES QUE ABRIGAM O GERADOR E OS TANQUES DE PRODUTOS QUÍMICOS.



#### 4.1.2.2. Custo Médio Mensal de Produtos Químicos

O consumo médio mensal dos produtos químicos  $\text{NaClO}_2$  25% e  $\text{HCl}$  38% necessários para produção de  $\text{ClO}_2$  no período da pesquisa foram os seguintes:

- 9.500 kg -  $\text{NaClO}_2$  25% - Custo: R\$ 2,10 por Kg = R\$ 19.950,00
- 12.000 kg -  $\text{HCl}$  38% - Custo: R\$ 0,30 por Kg = R\$ 3.600,00
- Custo de Produtos Químicos : R\$ 23.550,00

#### 4.1.3. TÉCNICAS ANALÍTICAS

##### 4.1.3.1 Primeira Etapa

Na primeira etapa, as coletas das amostras para análise de parâmetros físico-químicos e bacteriológicos rotineiros foram feitas pontualmente, entre 8 e 10 horas da manhã, na caixa de chegada do efluente bruto (P1) e no efluente final desinfetado no poço de visita 10 (P10), conforme indicado na Figura 11. A determinação dos parâmetros foi executada nos laboratórios de análise de efluentes em Balneário Camboriú e em Florianópolis, da CASAN.

As coletas de amostras para determinação dos subprodutos secundários (THM) formados com a desinfecção foram feitas em frascos específicos para este fim, fixadas em campo com ácido ascórbico, acondicionadas e transportadas em isopor com gelo, encaminhadas e analisadas no Laboratório de Cromatografia Gasosa da SANEPAR, em Curitiba (PR).

As técnicas analíticas foram determinadas de acordo com o Standard Methods (APHA, 1995), exceto para análise de nitrato:

- a) temperatura, oxigênio dissolvido e pH - as medições de temperatura e oxigênio dissolvido foram feitos com oxímetro marca ORION, modelo 835,



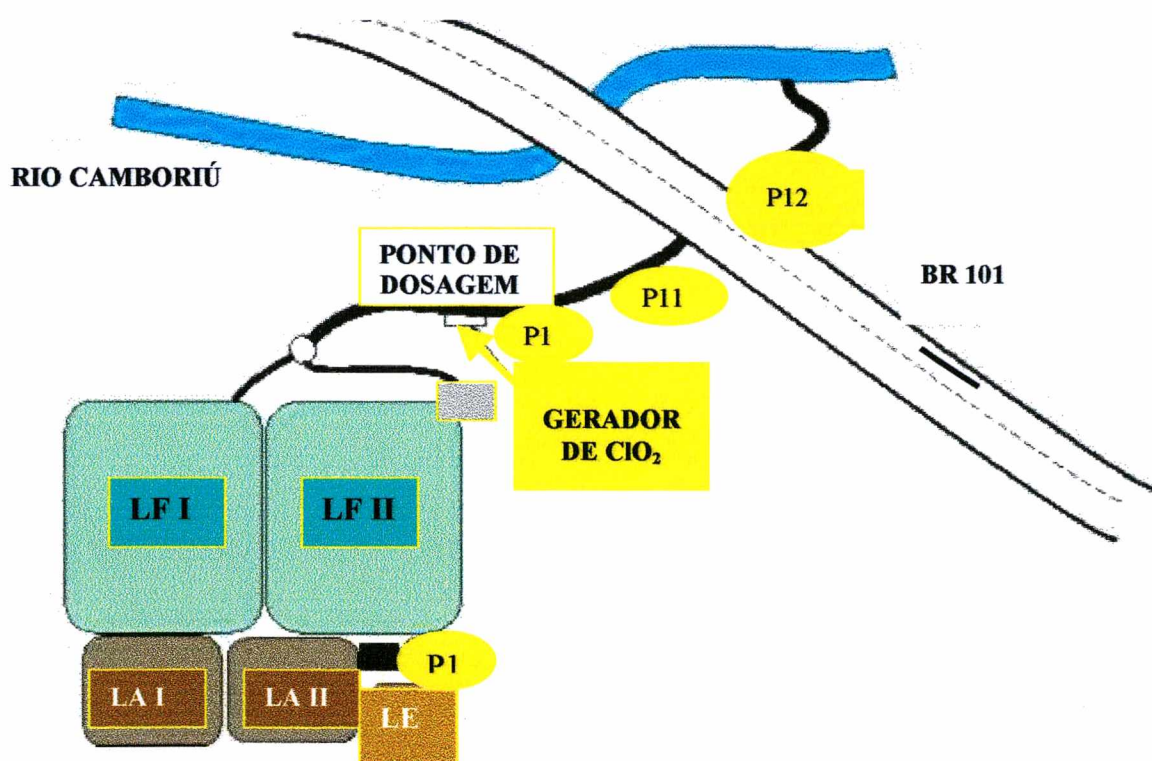
- e de pH com um pHmetro digital da marca ORION 210, em campo, no próprio local da coleta;
- b) demanda bioquímica de oxigênio (DBO) - a determinação da DBO foi feita pelo método respirométrico através do equipamento OXITOP;
  - c) demanda química de oxigênio (DQO) - a determinação da DQO total foi realizada pelo método colorimétrico utilizando-se COD Reactor, marca HACH, e um espectrofotômetro marca HACH, modelo DR 2000;
  - d) alcalinidade total - este parâmetro foi realizado pela titulação em ácido sulfúrico 0,002 N;
  - e) cloretos - determinados através do método de Mohr;
  - f) sólidos totais (ST) - determinados através do método gravimétrico;
  - g) sólidos em suspensão (SST) - gravimétrico – filtração em membranas de celulose de diâmetro 0,42 $\mu$ m;
  - h) sólidos em suspensão fixos (SSF) - são os sólidos em suspensão, exceto o volatizado em mufla a 600 ° C;
  - i) sólidos dissolvidos (SDT) - determinados a partir da diferença entre os sólidos totais e os sólidos em suspensão;
  - j) sólidos em suspensão voláteis (SSV) - sólidos em suspensão volatizados em mufla a 600 ° C. Calculando:  $SSV = (SS - SSF)$ ;
  - k) nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub>) - determinado por Espectrofotometria. Método – Nesller;
  - l) nitrogênio nitrito (N-NO<sub>2</sub>) - determinado por Espectrofotometria. Método – Alfanaftatillamina;
  - m) nitrogênio nitrato (N-NO<sub>3</sub>) - determinado por Espectrofotometria. Método – Brucina;
  - n) trihalometano(s) THM(s) - as análises foram executadas através da Técnica 6210-D *Purge and Trap Capillary-Column Gas Chromatographic/Mass Spectrometric Method* de acordo com o Standard Methods, (APHA, 1995);
  - o) Coliformes Totais e C. fecais - *Escherichia coli* determinado pela técnica do Colilert através do meio enzimático MUG.



#### 4.1.3.2. Segunda Etapa

Na segunda etapa foram realizados os testes ecotoxicológicos, determinados pelos bioensaios de toxicidade aguda com LUMISTox Test, na qual usa bactérias luminescentes *Vibrio fischeri*, organismo bioluminescente marinho e a *Daphnia magna*, microcrustáceo de água doce, de acordo com as Normas ISO/CD 11348(S) (1993), DIN 38412 (Teil 33) (1991) e DIN 38412 (Teil 30) (1989) – Deutsches Institut Für Normung (Alemanha), no Laboratório de Ecotoxicologia da FATMA. A Figura 11 indica os pontos de amostragem na ETE e Sistema de Desinfecção.

FIGURA 11 - FLUXOGRAMA DA ETE INDICANDO OS PONTOS DE AMOSTRAGEM.



## **5. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **5.1 EFEITOS DA DESINFECÇÃO NO EFLUENTE TRATADO COM $\text{ClO}_2$**

Nesta primeira etapa foram obtidos resultados dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos rotineiros que avaliam a eficiência do sistema de tratamento, inter-relacionados com os resultados obtidos através dos parâmetros analisados através de cromatografia gasosa para investigação de subprodutos halogenados, os THM.

Os pontos de amostragem foram definidos como Esgoto Bruto (P1) e Efluente Tratado (P10), após tratamento com o desinfetante Dióxido de Cloro ( $\text{ClO}_2$ ) conforme demonstrado na Figura 11.

#### **5.1.1 Parâmetros de Influência na Formação de DBPs**

A eficiência do processo de desinfecção em efluentes domésticos está relacionado com as suas características físico-químicas.

Na desinfecção de águas residuárias, as vantagens do dióxido de cloro em relação aos outros desinfetantes químicos à base de cloro caracterizam-se principalmente pelo seu poder de ação, ser rápido na inativação dos microorganismos e não formar subprodutos secundários da cloração.

Portanto é necessário caracterizar os componentes físico-químicos e bacteriológicos do efluente bruto a ser tratado para que se possa avaliar a eficiência do processo de desinfecção. As caracterizações do efluente bruto (P1) e do efluente tratado (P10) estão registradas na Tabela 1.

TABELA 1 - CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE BRUTO (P1) E DO EFLUENTE TRATADO E DESINFETADO COM  $\text{ClO}_2$  (P10).

Parâmetros	30/11/1999		28/12/1999		20/01/2000		23/02/2000		18/09/2000		28/09/2000		09/10/2000		20/11/2000	
	P1	P10	P1	P10	P1	P10	P1	P10	P1	P10	P1	P10	P1	P10	P1	P10
T. Ar ( $^{\circ}\text{C}$ )	22	22	28	28	23	23	26,5	26	20,5	20,5	20,5	20,5	21	21	25	25
T. Amostra ( $^{\circ}\text{C}$ )	24,7	26,1	27	28	27	27	27	26,5	21	19,5	28	21,5	22,5	23,5	25,5	26
pH	7,30	7,50	7,60	7,60	7,17	7,30	7,35	6,87	7,28	7,28	6,69	7,35	6,92	7,46	6,90	7,00
Alcal. Total (mg/L $\text{CaCO}_3$ )	208,5	180	312,7	197,5	317	192,8	369	141	257	229	338	238	291	200	280	215
Cloretos (mg/L $\text{Cl}^-$ )	58,5	72	83,5	110	63	79,5	127	128	78,5	120	60	119	117	121	125	150
DBO (mg/L $\text{O}_2$ )	-	-	438	88	338	68,5	246,2	39,4	274,2	76,1	326,1	78,5	-	-	-	-
DQO (mg/L $\text{O}_2$ )	129	178	614	253	604	176	381	122	477	234	455	255	374	-	-	-
ST (mg/L)	402	442	642	-	706	381	752	408	406	519	679	550	-	440	650	530
SST (mg/L)	213	165	146	102	624	208	314	156	131	158	403	318	279	297	400	190
SDT (mg/L)	189	277	496	-	82	173	438	252	275	361	276	232	-	143	250	340
SSV (mg/L)	191	154	44	47	556	168	248	136	107	138	333	259	235	266	364	124
SSF (mg/L)	22	11	102	55	68	40	66	20	24	20	70	59	44	31	36	66
N orgânico (mg/L)	9,37	53,76	74,8	44,2	103,9	66,81	109,53	38,03	-	-	-	-	15,49	22,88	-	-
N- $\text{NH}_4$ (mg/L N)	35,29	15,78	29,4	11,6	29,4	11,89	33,47	26,97	36,92	30,42	32,76	27,3	21,06	34,32	-	-
N- $\text{NO}_2$ (mg/L N)	0,04	0,11	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0,11	0,11	0	-	-
N- $\text{NO}_3$ (mg/L)	4,48	0,66	2,86	0,26	0	0	0	0	0,69	0,86	1,2	1,03	0	0,52	-	-
THMs ( $\mu\text{g/l}$ clorofórmio)	-	0,67	-	1,66	-	0,75	-	0,69	-	0,5	-	0,3	-	1,86	-	0.9
Coliformes Totais (NMP/100 ml)	-	-	-	-	1,1E+11	1,1E+05	1,6E+10	9,0E+03	>2,4E+11	3,0E+02	-	1,0E+03	-	-	-	-
Coli Fecal-E coli (NMP/100 ml)	-	-	-	-	1,7E+10	1,7E+04	6,4E+10	2,0E+03	6,1E+10	1,0E+03	-	1,0E+03	-	-	-	-

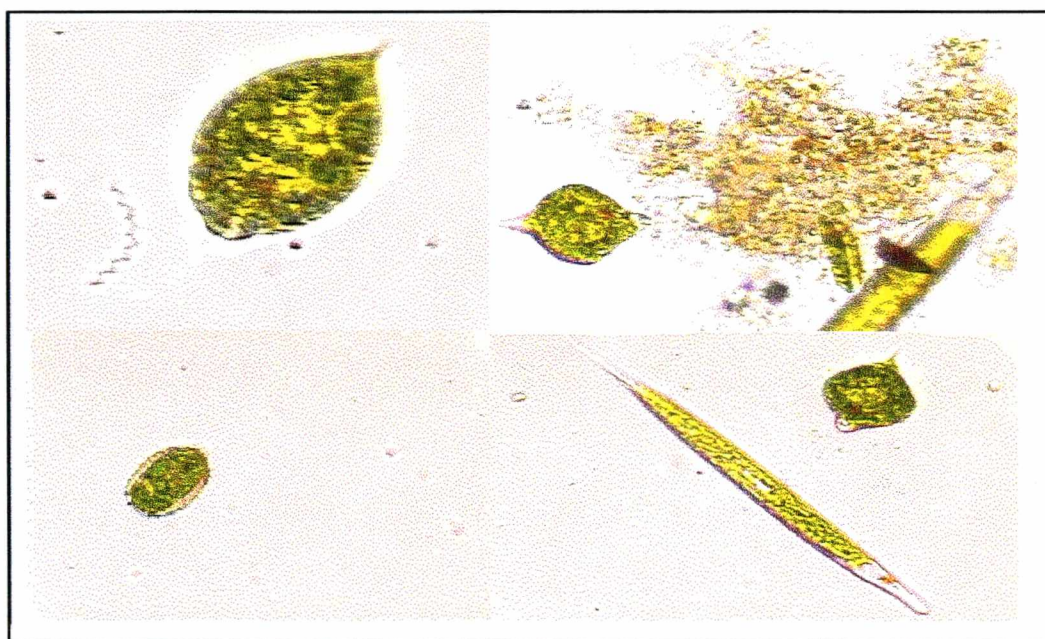


Os efluentes tratados que apresentam teores elevados de sólidos em suspensão dificilmente terão coliformes reduzidos em níveis desejáveis se forem adotados certos processos de desinfecção, como por exemplo a radiação UV cujos raios não poderiam atingir os microorganismos encobertos pelas partículas destes sólidos.

As características dos sólidos em suspensão contidos em efluentes tratados por lagoas facultativas são diferentes daqueles verificados em outros tipos de tratamento. Estes sólidos estão relacionados com o fitoplâncton e podem ser reconhecidos como um problema para eficiência na desinfecção final. Segundo MARA, (citado por VON SPERLING, 1996a), as algas representam de 60 a 90% dos sólidos em suspensão em efluentes de lagoas facultativas enquanto que a biomassa das lagoas anaeróbias é formada basicamente por bactérias.

O fitoplâncton tem papel preponderante como estabilizador da matéria orgânica dispersa na massa líquida, sendo uma das principais características do efluente tratado da ETE de Balneário Camboriú, conforme demonstrado na Figura 12.

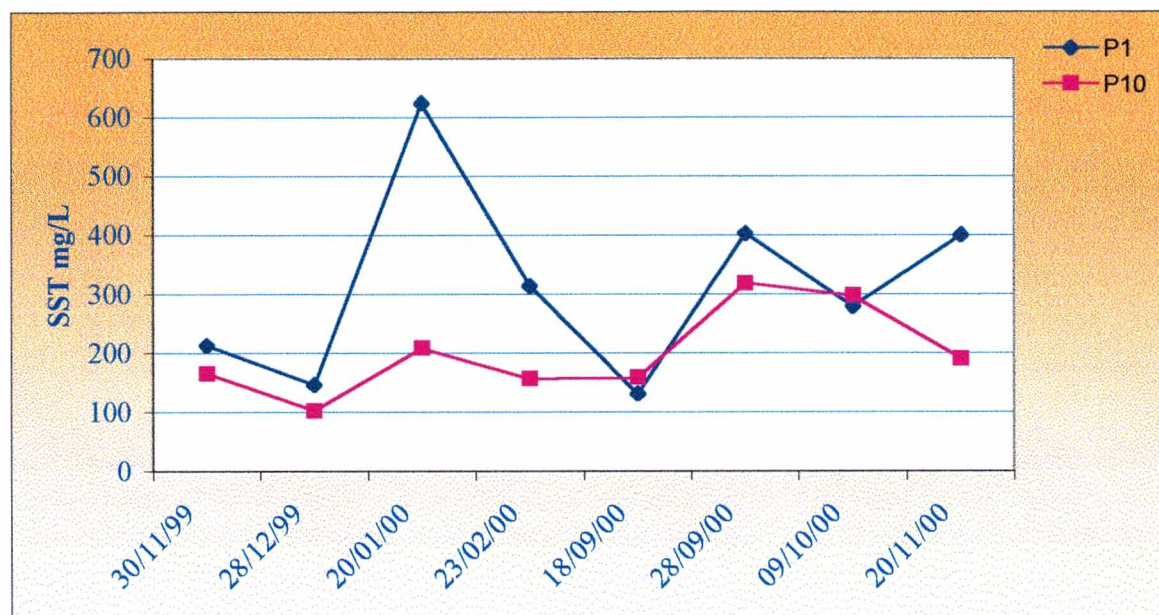
FIGURA 12 - ORGANISMOS FITOPLANCTÔNICOS ENCONTRADOS NO EFLUENTE FINAL – P10



FONTE - imagem capturada por Heike Hoffmann em microscópio óptico Olympus (UFSC).

Além da biomassa algal as partículas remanescentes do tratamento anaeróbio também compõem os sólidos em suspensão do efluente final tratado, representado pelo gráfico 1.

GRÁFICO 1 - SST (mg/L) NO EFLUENTE BRUTO (P1) E NO EFLUENTE FINAL TRATADO E DESINFETADO (P10)



Os valores de SST para esgoto bruto foram no máximo de 624,00 mg/L, mínimo de 131,00 mg/L, e médio de 313,75mg/L enquanto que para o efluente final o valor máximo foi de 318,00 mg/L, verificado em janeiro no mês de veraneio, período em que ocorre aumento da carga orgânica na ETE. Os valores mínimo de 102,00 mg/L e médio de 199,25 mg/L também estão relacionados na Tabela 2.

TABELA 2 - VALORES MÁXIMOS MÉDIOS E MÍNIMOS DOS SST mg/L NO EFLUENTE BRUTO (P1) E NO EFLUENTE TRATADO (P10) DA ETE.

Parâmetro	Pontos	Máxima	Média	Mínima
SST mg/L	P1	624,00	313,75	131,00
	P10	318,00	199,25	102,00



A Comunidade Européia estabelece para efluentes de lagoas facultativas o valor de  $< 150 \text{ mg/l}$  de SST, (VON SPERLING, 1996).

Segundo Silva (2000), a remoção dos SST em efluentes de lagoas de estabilização está entre 50 e 80%.

Com os resultados de SST obtidos na ETE de Balneário Camboriú, a prática da desinfecção por cloração seria inviável devido ao alto consumo de desinfetante como também, a formação de outros DBPs além dos THMs.

Segundo PERRY (*apud* MEYER, 1994), além dos precursores como os ácidos fúlvicos e húmicos, a concentração de algas também influencia na formação dos DBP halogenados.

A ocorrência de SST no efluente tratado desinfetado formou quantidades inexpressivas de THMs comparadas com os valores máximos permitidos para as águas utilizadas para o consumo humano que estipula limite de  $0,1 \text{ mg/L}$  de THM Total, conforme a Portaria N.º 1469 de 29 de dezembro de 2000 do Ministério da Saúde que normatiza os padrões para as águas de abastecimento público.

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) está relacionada ao SST e representa cerca de 70 a 90% da DBO do efluente de lagoas facultativas, relacionada à biomassa algal comum neste tipo de lagoa, pode afetar sensivelmente o processo de desinfecção (MARA e PEARSON; BUCKSTEEG, *apud* SILVA, 2000).

A Demanda Química de Oxigênio (DQO), como a DBO é um parâmetro utilizado para avaliar a matéria orgânica dos efluentes através da demanda de oxigênio necessária para transformar bioquímica ou quimicamente estas partículas em matéria inorgânica.

Nesta estação de tratamento de efluentes tanto a remoção da DBO como da DQO foram satisfatórias, com médias de  $73,48 \text{ mg/L}$  e  $282,5 \text{ mg/L}$  respectivamente, considerando que não foram analisadas amostras filtradas para ambos os casos, processo que deveria ser adotado para avaliação dos efluentes tratados desta ETE.

A relação adotada entre estes dois parâmetros é 1,46. VON SPERLING (1995), cita valores em torno de 1,7 a 2,4 para esgoto bruto mas, a medida que vai ocorrendo a degradação nas unidades de tratamento a tendência deste valor é aumentar.

As médias máximas para efluente bruto foram de 438,00 mg/L e 614,00 mg/L e as mínimas foram de 245,00 mg/L e 374,00 mg/L de DBO e DQO respectivamente.

Para o efluente tratado, as médias máximas das amostras analisadas foram de 88,00 mg/L e 455,00 mg/L e as mínimas de 39,40 mg/L e 122,00 mg/L de DBO e DQO, demonstrado na Tabela 3.

TABELA 3 - VALORES MÁXIMOS MÍNIMOS E MÉDIOS DAS DBO REMANESCENTE (mg/L) E DQO REMANESCENTE (mg/L) NO EFLUENTE BRUTO (P1) E EFLUENTE TRATADO (P10) DA ETE.

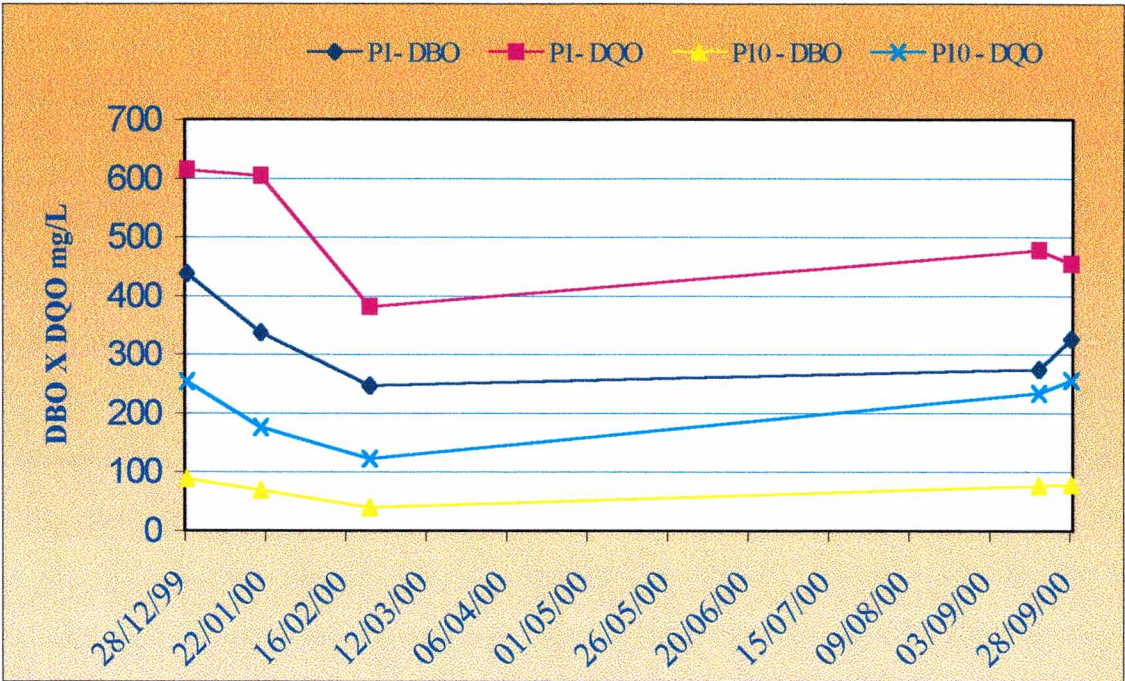
Parâmetro	Pontos	Máxima	Mínima	Média
DBO mg/L	P1	438,00	245,10	308,30
	P10	88,00	39,40	73,40
DQO mg/L	P1	614,00	374,00	490,00
	P10	455,00	122,00	282,50

PEARSON et al. (*apud* CARVALHO, 1998), citam remoção de DBO<sub>5</sub> entre 70 e 80% para sistema de lagoas australianos. Estes valores puderam ser comprovados no sistema de lagoas pesquisado, onde a eficiência média na remoção da DBO<sub>5</sub> foi de 76%.

O gráfico 2 demonstra que a DQO seguiu a mesma tendência da DBO nos dois pontos de amostragem caracterizando a eficiência na remoção de matéria orgânica nas lagoas anaeróbias e facultativas.



GRÁFICO 2 – CARACTERIZAÇÃO DOS VALORES DA DBO e DQO (mg/L) NO EFLUENTE BRUTO (P1) E EFLUENTE TRATADO (P10) DA ETE.



Os SST, a DBO e a DQO são parâmetros que podem afetar os processos de desinfecção e estão relacionados com a formação de DBPs .

Em tratamento de efluentes por lagoas de estabilização, a matéria nitrogenada particulada na forma de nitrogênio orgânico dissolvido e em suspensão é transformada em amônia tanto na forma  $\text{NH}_3$  como  $\text{NH}_4^+$ , dependendo da faixa do pH do efluente tratado. Esta amônia pode ser transformada em nitritos, que por sua vez são reduzidos a nitratos. Os resultados máximos, médios e mínimos de  $\text{NH}_4$  (mg/L) estão demonstrados na Tabela 4.

TABELA 4 - VALORES MÁXIMOS MÍNIMOS E MÉDIOS DA  $\text{NH}_4$  (mg/L) NO EFLUENTE BRUTO (P1) E EFLUENTE FINAL DESINFETADO (P10) DA ETE.

Parâmetro	Pontos	Máxima	Mínima	Média
$\text{NH}_4$ mg/L	P1	36,92	21,06	31,18
	P10	34,32	11,60	22,61



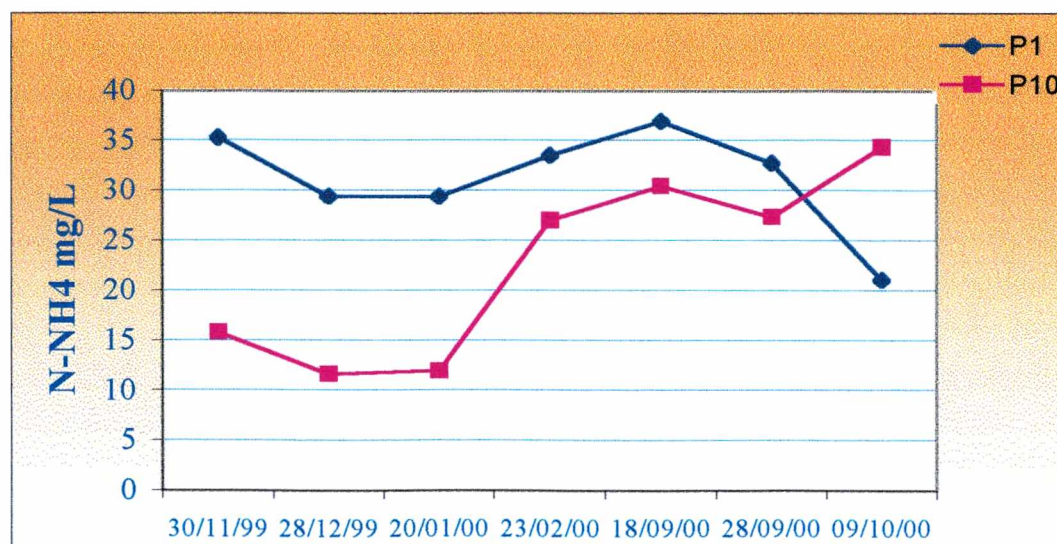
Os valores de  $\text{NH}_4$  (mg/L) máximo para esgoto bruto foram 36,92 mg/L, mínimo de 21,06 mg/L e médio de 31,18mg/L, enquanto que para o efluente final os valores máximos foram de 34,32 mg/L, mínimo de 11,60 mg/L e médio, 22,61 mg/L. Estes valores estão em desacordo para lançamento em corpo receptor isto é, rio classe II, conforme a Lei n.º 5793 de 15 de outubro de 1980 que dispõe sobre a proteção e melhoria da qualidade ambiental, vigente em Santa Catarina.

Apesar dos valores obtidos no efluente final deste sistema o mesmo apresentou uma eficiência máxima de 60,5 %. Segundo VON SPERLING (1996), a eficiência na remoção de amônia em lagoas facultativas está entre 30 e 50 %.

Da mesma forma que pode ser benéfica quando é assimilada pelos microorganismos como as algas e bactérias autróficas e heterotróficas para parte de seus processos metabólicos, a amônia pode ser tóxica para a fauna do corpo receptor.

Os elevados teores de amônia em efluentes desinfetados com cloro formam compostos secundários, como as cloraminas, que reduzem em até 80 vezes o poder bactericida do desinfetante, além de desenvolver reações secundárias, formando subprodutos nocivos à biota aquática. Os resultados de  $\text{NH}_4$  na ETE estão expressos, conforme o gráfico 3.

GRÁFICO 3 - CARACTERIZAÇÃO DA  $\text{NH}_4$  mg/L NO EFLUENTE BRUTO (P1) E EFLUENTE FINAL DESINFETADO (P10) DA ETE.



A presença de amônia livre –  $\text{NH}_3$  e ionizada –  $\text{NH}_4^+$  nos efluentes tratados formam as cloraminas durante a desinfecção com cloração. Dependendo dos valores de pH, são formadas as monoclорaminas ( $\text{NH}_2\text{Cl}$ ) com  $\text{pH} > 8,5$ , as dicloraminas ( $\text{NHCl}_2$ ),  $\text{pH}$  de 4,5 a 8,5 e as tricloraminas ( $\text{NCl}_3$ ),  $\text{pH} < 4,5$ .

O pH do efluente tratado teve média 7,26. Se desinfetante aplicado fosse o cloro gasoso possivelmente se formaria o subproduto secundário  $\text{NHCl}_2$ .

As concentrações de cloro livre e cloraminas superiores a 0,1 mg/l são nocivas a diversos organismos aquáticos, principalmente a ictiofauna. LIMA (1993), cita que em efluentes nitrificados aplicações de 8mg/l de cloro e com 20 min de contato resultam em concentrações de 1,44 mg/l de cloro livre e 0,48 mg/l de cloraminas.

Segundo NARKIS (1988), pesquisas em efluentes com tratamento de lodo ativado vem mostrando que o  $\text{ClO}_2$  não reage com a amônia ou sólidos em suspensão. Nos efluentes pesquisados que continham amônia nas médias de 40,3 a 41,5 mg/L de  $\text{NH}_4$ , dosagens de 7,44 a 11,07 mg/L de  $\text{ClO}_2$  e tempo de contato de 5 a 35 minutos, obteve-se uma demanda química imediata de  $\text{ClO}_2$ . Quando a dosagem de 7,44 mg/l de  $\text{ClO}_2$  era adicionada no efluente, a concentração decrescia para 0,68 mg/l após 5 minutos e decrescia ainda mais, 0,23 mg/l após 35 minutos. Parte do  $\text{ClO}_2$  era convertida em clorito e a amônia contida no efluente não reagia com o  $\text{ClO}_2$ , mantendo-se o poder bactericida do desinfetante.

Na cloração, a reação com a amônia minimiza o efeito bactericida tornando-se ineficiente na remoção de microrganismos. Em certas circunstâncias, poderá ocorrer a formação de odores indesejáveis no efluente durante esta reação, principalmente quando há formação de tricloreto de nitrogênio.

O THM clorofórmio formado durante o processo da desinfecção com  $\text{ClO}_2$  no efluente tratado das lagoas de estabilização pode ser considerado como baixo para os níveis de sólidos em suspensão e a amônia encontrados. As oito amostras analisadas do efluente tratado o valor máximo encontrado foi 1,86  $\mu\text{g/L}$  de THM em outubro de 2000 e o valor mínimo 0,3  $\mu\text{g/L}$  de THM em setembro de 2000.

Os estudos efetuados pela EPA em efluentes domésticos confirmam que dosagens de 40mg/l de  $\text{ClO}_2$  formam quantidades insignificantes de THM, comparadas com a mesma dosagem de  $\text{Cl}_2$ .

Outros parâmetros de monitoramento rotineiros avaliados e de fundamental importância são a temperatura e o pH, porque estão diretamente relacionados com a eficiência da inativação dos microorganismos.

Tanto a temperatura como o pH estiveram na faixa ideal para efetivação da remoção de microorganismos patogênicos com desinfecção utilizando-se o  $\text{ClO}_2$ . A temperatura máxima durante o período da pesquisa foi de 28 °C e a mínima de 19,5 °C enquanto que o pH permaneceu na faixa de 7,60 a 6,69.

Estudos realizados por SANSEBATHIANO (1996), demonstraram que dependendo da faixa da temperatura e pH, ocorria uma certa variação no tempo de contato para eficiente inativação dos microorganismos estudados. Dosagens de 0,32 mg/L de  $\text{ClO}_2$  em águas com temperaturas na faixa de 5°C e pH 7 necessitavam de 6 minutos e 15 segundos de tempo para contato para inativar 99% de Poliovirus tipo 1 (resistente ao cloro); para temperatura de 15°C eram necessários 2 minutos e 30 segundos e para 25°C, apenas 1 minuto e 30 segundos. Quando se aplicava dosagem de 1,0 mg/L de  $\text{ClO}_2$ , o tempo nas temperaturas acima citadas decrescia para 3 minutos e 30 segundos e 1 minuto e 45 segundos respectivamente. Já para temperaturas de 15°C e a mesma dosagem de desinfetante, o tempo de contato para amostras com pH 6 foi de 5 minutos e 45 segundos; para o pH 7 foram necessários de 2 minutos e 30 segundos e para pH 8, o tempo foi de 1 minuto e 45 segundos para inativação de 99% dos microorganismos.

A principal razão em adotar desinfecção no efluente tratado através de lagoas de estabilização em Balneário Camboriú foi para inativar *C. fecal* - *E. coli* remanescentes do tratamento. Apesar do sistema apresentar eficiência, neste parâmetro onde os índices removidos apresentam-se elevados, da ordem de  $10^5$  (99,999%), não atendia aos padrões de lançamento de efluentes para rio classe II, que permite água com coliformes fecais no máximo  $1,0 \times 10^3$  NMP/100 mL, conferindo ao corpo receptor características em desacordo com a Lei Estadual n.º

5793 de 15/10/80, que determina parâmetros de proteção e melhoria do meio ambiente e também, com a Resolução do CONAMA N.º 20 de 18/06/86, que estabelece padrões de lançamento de efluentes para o corpo receptor e classifica as águas do Território Nacional.

Durante o período de estudo, não foram realizadas as análises de coliformes totais e C. Fecal - *Escherichia coli* em 30/11/1999 e 28/12/1999 devido problemas no equipamento que determina a contagem de bactérias. Em 28/09/00 foram perdidas as amostras de efluente bruto e, em 09/10 e 20/11/2000 ocorreram problemas na execução das análises.

Das quatro amostragens realizadas conjuntamente com a pesquisa de THMs, a executada no dia 20/01/2000 não apresentou valores satisfatórios (acima dos padrões para o corpo receptor), devido à vazão elevada do sistema na ocasião da coleta, 342,7 l/s e o Gerador BIOCHLOR estar operando na modalidade manual para dosagem 4,15 mg/L de  $\text{ClO}_2$ , portanto não dosando o desinfetante suficientemente durante as oscilações diárias da vazão, demonstrando ser insuficiente para inativação dos microrganismos, já que índices de *Escherichia coli* continuaram elevados.

Segundo a EPA (1999), estudos realizados em efluentes secundários de diferentes estações de tratamento de esgotos e utilizando o  $\text{ClO}_2$  demonstraram que este desinfetante é mais rápido e eficiente que o cloro na inativação das bactérias do grupo coliforme, com o tempo de contato de 5 minutos e concentrações de 10 mg/L. Entretanto, se o tempo de contato for de 30 minutos o poder de desinfecção do  $\text{ClO}_2$  é igual ou levemente menos eficiente que o cloro.

Como os resultados das análises bacteriológicas durante período da pesquisa foram insuficientes para fazer uma avaliação mais precisa da capacidade de desinfecção do  $\text{ClO}_2$  no efluente tratado por lagoas de estabilização foram obtidos através da CASAN, os resultados de análises de C. fecal - *Escherichia coli* realizadas durante o ano de 2000 para comprovação da eficiência, conforme especificado na Tabela 5.

TABELA 5 - QUANTIDADES DE C. FECAL – *Escherichia coli* NMP/100 mL NO EFLUENTE BRUTO (P1), NO EFLUENTE TRATADO DA LAGOA FACULTATIVA II (P7) E NO EFLUENTE TRATADO COM  $\text{ClO}_2$  (P10) DA ETE DE BALNEÁRIO CAMBORIÚ.

DATA	ESGOTO BRUTO P1	EFLUENTE FINAL ANTES DA DOSAGEM $\text{ClO}_2$ – P7	EFLUENTE FINAL DEPOIS DA DOSAGEM $\text{ClO}_2$ – P10
02/03/00	2,10E+10	-	< 1,0E+03
14/03/00	1,50E+09	-	1,00E+03
16/03/00	1,90E+10	-	< 1,0E+03
21/03/00	1,40E+11	1,00E+03	< 1,0E+03
23/03/00	-	2,00E+03	< 1,0E+03
28/03/00	3,80E+10	6,30E+03	< 1,0E+03
30/03/00	-	2,20E+04	< 1,0E+03
16/05/00	6,80E+10	1,40E+05	< 1,0E+03
18/05/00	7,90E+10	1,90E+05	< 1,0E+03
23/05/00	4,60E+10	3,70E+05	< 1,0E+03
25/05/00	6,40E+10	2,40E+05	< 1,0E+03
14/09/00	1,20E+10	8,40E+04	< 1,0E+03
18/09/00	6,10E+10	3,40E+05	< 1,0E+03
21/09/00	3,10E+10	8,10E+05	< 1,0E+03
26/09/00	4,70E+10	1,10E+05	< 1,0E+03
28/09/00	-	-	< 1,0E+03
10/10/00	1,20E+11	-	< 1,0E+03
11/10/00	3,40E+11	-	< 1,0E+03
08/11/00	-	-	< 1,0E+01
16/11/00	4,10E+06	1,20E+05	2,0E+01

FONTE : CASAN

Os resultados do monitoramento do ano 2000 executado pela CASAN demonstram a capacidade de desinfecção do  $\text{ClO}_2$  permitindo lançar efluentes com índices bacteriológicos dentro dos padrões de lançamento.

Os resultados máximos, médios e mínimos de C. fecal - *Escherichia coli* NMP/100 mL estão relacionados na Tabela 6.

TABELA 6 - VALORES MÁXIMOS MÉDIOS E MÍNIMOS DE C. FECAL – *Escherichia coli* NMP/100 mL NO EFLUENTE BRUTO (P1), NO EFLUENTE TRATADO POR LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO (P7) E NO EFLUENTE TRATADO DESINFETADO COM  $\text{ClO}_2$  (P10).

Parâmetro	Pontos	Máxima	Mínima	Média
C. fecal - <i>Escherichia coli</i> NMP/100 mL	P 1	3,40 E+11	4,10 E+06	6,80 E+10
	P 7	8,10 E+05	1,00 E+03	1,87 E+05
	P10	1,00 E+03	2,00 E+01	5, 10E+02

A densidade de C. fecal - *Escherichia coli* (NMP/100 mL) máxima para esgoto bruto foram 3,40 E+11 NMP/100 mL, a mínima de 4,10 E+06 NMP/100 mL e a média de 6,80 E+10 NMP/100 mL. Para o efluente tratado por Lagoa Facultativa a densidade máxima foi de 8,10 E+05 NMP/100 mL, a mínima de 1,00 E+03 NMP/100 mL e a média de 1,87 E+05 NMP/100 mL e para o efluente final, os valores máximos foram de 1,00 E+03 NMP/100 mL, o mínimo de 2,00 E+01 NMP/100 mL e o médio de 5, 10E+02 NMP/100 mL.

Os resultados obtidos confirmam a eficiência do desinfetante para efluentes domésticos tratados por Lagoas de Estabilização aplicando-se dosagens entre 4,15 a 7,82 mg/L e com a média de 6,46 mg/L e o tempo de contato de 10 minutos, permitindo assim, lançar efluentes desinfetados com a densidade C. fecal - *Escherichia coli* inferior aos padrões de lançamento permitidos, 1,00 E+03 coliformes fecais NMP/100ml e cumprir a legislação vigente no Estado de Santa Catarina.

### 5.1.2 Toxicidade do $\text{ClO}_2$

A toxicidade aguda com o efluente doméstico desinfetado com do  $\text{ClO}_2$  foi realizado na segunda etapa dos estudos através de bioensaios com o microcrustáceo *Daphnia magna* e a bactéria luminescente *Vibrio fischeri*.

Os organismos foram submetidos a diferentes diluições de amostras com efluente logo após a desinfecção (P10), um ponto intermediário (P11) e antes de chegar ao corpo receptor (P12), observando-se a sensibilidade dos organismos.

Os mesmos foram avaliados da seguinte forma:

- Para o microcrustáceo *Daphnia magna* foi observada a sua imobilidade quando em contato com a amostra;
- Para a bactéria luminescente *Vibrio fischeri* foi observado o poder de emissão de fluorescência também quando em contato com a amostra.

Os resultados obtidos foram determinados pelo fator de diluição (FD) isto é, a menor diluição da amostra na qual não foi observado a sensibilidade dos organismos submetidos ao teste.

Os resultados foram expressos em  $FD_{BL}$  – fator de diluição para a bactéria luminescente *Vibrio fischeri* e  $FD_D$  – fator de diluição para o microcrustáceo *Daphnia magna*.

Os resultados do teste de toxicidade no efluente tratado e desinfetado com  $ClO_2$  da ETE de Balneário Camboriú estão relacionados na Tabela 7.

TABELA 7 - RESULTADO DOS TESTES DE TOXICIDADE NO EFLUENTE LOGO APÓS A DESINFECÇÃO (P10), UM PONTO INTERMEDIÁRIO (P11) E ANTES DE CHEGAR AO CORPO RECEPTOR (P12).

FD	18/09/00		26/09/00		09/10/00			23/10/00			07/11/00			20/11/00			18/12/00		
	P10	P11	P10	P11	P10	P11	P12	P10	P11	P12	P10	P11	P12	P10	P11	P12	P10	P11	P12
$FD_D$	4	4	1	1	16	1	1	1	16	16	16	8	4	4	2	1	-	1	1
$FD_{BL}$	32	16	1	1	8	4	2	2	>16	2	16	16	8	16	16	8	-	1	2

FD – fator de diluição

Conforme os resultados obtidos, observa-se que 8 das 18 amostras submetidas ao teste de toxicidade não foram tóxicas para *Daphnia magna*.

Para *Vibrio fischeri*, das 18 amostras submetidas ao teste de toxicidade apenas 3 não foram tóxicas. MONARCA *et al.* (1999), realizou estudos submetendo estes microrganismos à diversas dosagens de  $ClO_2$  e concluiu que os mesmos eram sensíveis na presença deste desinfetante.

Numerosos estudos têm sido realizados os para determinar o grau de toxicidade do desinfetante Dióxido de Cloro ( $ClO_2$ ).

A ação oxidante do  $\text{ClO}_2$  finaliza com a formação de dois subprodutos inorgânicos, os Cloritos ( $\text{ClO}_2^-$ ) e pequenas quantidades de Cloratos ( $\text{ClO}_3^-$ ).

Estudos toxicológicos feitos em animais têm mostrado que concentrações de 250 ppm de Cloritos ( $\text{ClO}_2^-$ ) podem causar “stress” hemolítica (CAFARO, 1997)

Estudos para determinar os efeitos do Clorito ( $\text{Cl}_2$ ), subproduto da desinfecção com  $\text{ClO}_2$ , têm demonstrado alguns efeitos negativos na tiróide e efeitos na reprodução e desenvolvimento de animais, (BERCZ *et al.* 1985; ORME *et al.* 1985, TAYLOR *et al.* 1986; MOBLEY *et al.*, 1989 (apud HARRINGTON, 1995).

À medida que o efluente tratado e desinfetado vai se aproximando do corpo receptor, o rio Camboriú, a toxicidade diminui, observado no ponto P12, o mais distante do local de dosagem do desinfetante  $\text{ClO}_2$ .

Os testes toxicológicos realizados em 7/11/00 apresentaram toxicidade para os dois bioensaios no efluente tratado, mesmo quando não estava sendo aplicada a desinfecção.

A probabilidade seria a presença de detergentes no efluente tratado, visível na ocasião. Dependendo da qualidade, os detergentes não são totalmente degradados nos tratamentos biológicos e ocasionam diversos problemas operacionais.

Para minimizar a produção de espumas ocasionada pela presença deste composto foi aplicado um antiespumante e que poderia também ter ocasionado a toxicidade nos organismos testados.



## 6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Para a desinfecção de efluentes domésticos em Lagoas de Estabilização o desinfetante Dióxido de Cloro ( $\text{ClO}_2$ ) mostrou-se efetivo na inativação do coliforme fecal – *Escherichia coli*, permitindo que o lançamento dos efluentes esteja em acordo com os padrões de lançamento para rio classe II, conforme as Lei estadual n.º 5793 de 15 de outubro de 1980 e a legislação federal, a Resolução CONAMA n.º 20 de 18/06/86.

O Dióxido de Cloro ( $\text{ClO}_2$ ) utilizado como processo de desinfecção para esgotos domésticos tratados em lagoas de estabilização não forma subprodutos halogenados secundários como os Trihalometanos (THM), que podem ser prejudiciais ao meio ambiente.

Os testes ecotoxicológicos realizados em três pontos do efluente tratado, após a desinfecção com o Dióxido de Cloro ( $\text{ClO}_2$ ), detectaram níveis de toxicidade que podem causar impactos negativos aos organismos habitantes do corpo receptor.

Diante destas conclusões, recomenda-se dar continuidade aos seguintes trabalhos:

- a) continuar a investigação dos processos de formação e das quantidades de outros subprodutos secundários resultantes da desinfecção com Dióxido de Cloro ( $\text{ClO}_2$ ), como o Clorito ( $\text{ClO}_2^-$ ) e o Clorato ( $\text{ClO}_3^-$ ), e os possíveis efeitos negativos destes subprodutos ao meio ambiente;

- b) aplicar testes de toxicidade nos efluentes das outras unidades da estação de tratamento, principalmente antes da desinfecção, para poder se confirmar se a toxicidade está associada ao desinfetante Dióxido de Cloro ou aos compostos presentes no efluente da Estação de Tratamento de Esgotos;
- c) adotar a dosagem automatizada para o dióxido de cloro ( $\text{ClO}_2$ ) através do regulador de vazão para modalidade proporcional à vazão, proporcionando a dosagem adequada nas oscilações da vazão da ETE a fim de minimizar os efeitos residuais do desinfetante quando a vazão do efluente tratado diminuir e também manter a densidade de coliforme fecal – *Escherichia coli* dentro dos padrões de lançamento quando a mesma aumentar.
- d) incluir a determinação dos parâmetros detergentes e do fósforo para avaliar os seus níveis no efluente bruto e tratado;
- e) avaliar a toxicidade do efluente quando é adotado o tratamento químico com antiespumante.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABES - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 2, n.º 3 jul/set/97 Rio de Janeiro, 1997.
- AGENDA 21. Carta da Terra. Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente, 1992.
- AGUNWAMBA, J. C. Effect of tapering on the performance of waste stabilization Ponds. **Water Research**. v. 35, n.º 5, p. 1191- 1200, 2000.
- APHA - American Public Health Association **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**, 19ª Edition – ed., Washington DC, 1995.
- AIETA, M. AND BERG, J. A. Review of chlorine dioxide in drinking water treatment. **Journal AWWA**, Research. e Technology, p. 62-72, June, 1996.
- AIETA, M. AND ROBERTS, P.V. Determination of chlorine dioxide, chlorite, and chlorate in water. **Journal AWWA**, Research. e Technology, p. 64-69, January, 1984.
- ALVARENGA, O. T. Desinfecção e esterilização química - **Jornal dos Farmacêuticos CRFSP**. Dezembro, 1998. São Paulo, SP.
- ALVES, K.C. G. Tratamento de efluentes têxteis usando reator de leito fluidizado trifásico aeróbio com pré ou pós ozonização. 90 p. Florianópolis, 2000.

**Dissertação.** (Mestrado em Engenharia Ambiental). Curso de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina.

AMBERGER, K. AND BAUMGÄRTNER, B. Generation and metering of chlorine dioxide drinking water and industrial water treatment applications. **ProMinent Dosiertechnik GmbH**, Heidelberg, 1991.

ANDREARKIS, A. MAMAI, D.; CRISTOULAS, D. and KABYLAFKA S. Ultraviolet Disinfection of Secondary and Tertiary Effluent in the Mediterranean Region . Water Science & Technology, v. 40, n.º 4-5, p. 253-260, 1999.

ANFRI - Plano Básico de Desenvolvimento Ecológico – Econômico (Volume I e II ). Associação dos Municípios da Região da foz do rio Itajaí - Estado de Santa Catarina. Secretaria de Estado de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, Itajaí, 197 p., 1996.

BITTON, G. Wastewater Microbiology. Wiley-Liss Inc. Publication New York, 478 p., 1994.

CAFFARO. Chlorine Dioxide. Divisione Trattamento Acque, Italy, 93 p., 1996.

CAMPOS, J. R. e DANIEL, L. A. Potencialidade do emprego da radiação ultravioleta na desinfecção de esgoto sanitário. **Anais do 16º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 2, Tomo I – ABES, Rio de Janeiro, RJ pg. 286-299, 1991.

CARVALHO, M. E.; MOTA, S.; SILVA, J. A. F. Tratamento de águas residuárias combinadas (despejos domésticos e efluentes industriais) utilizando lagoas de

estabilização em escala real. **Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, ABES, Rio de Janeiro, RJ, 1999.CDROOM.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - **Desinfecção de Águas**. São Paulo, 210 p., 1974.

CHEN, Y. R. L.; SPROUL, O. J.& RUBIN. Inactivacion of *Naeglia gruberi*, cistis by chlorine dioxide., **Water Science**, v.19,p. 783-789, 1985.

CONAMA, Resolução n.º 20/86, Brasília, 1986

CONDIE, W. L. Toxicological problems associated with chlorine dioxide. **Journal AWWA**, Research. e Technology, p. 73-78, June, 1986.

DANIEL, L. A.; CAMPOS, J. R. Influência dos sólidos em suspensão em processos de desinfecção de esgotos sanitários com radiação ultravioleta – **Anais do 17º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 2, Tomo I, Natal 1993.

DANIEL, L. A.; CAMPOS, J. R. Radiação ultravioleta é alternativa viável para desinfecção de efluentes de sistemas de tratamento aeróbio e anaeróbio no Brasil. Encarte da **Revista Bio**. Ano II n.º 5, set/out 1993.

DALSASSO, R. L. Pré-ozonização de águas contendo agrotóxico, seguida de filtração direta. Florianópolis, 1999. 135 p. **Dissertação**. (Mestrado em Engenharia Ambiental). Curso de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina.

DENART, M.; POULLIOT, M. Theoretical and practical approach to the disinfection of municipal wastewater using chlorine **Water Science & Technology**. v. 25, n.º 12, p. 145-154, 1992.

EPA – Environmental Protection Agency. Guidance manual alternative disinfectants and oxidants. US EPA, Washington D.C, April, 1999.

EPA – Environmental Protection Agency. Ozone disinfection. EPA 832-F-99-063 . US EPA, Washington DC, Sep. 1999a.

EPA – Environmental Protection Agency. Ultraviolet disinfection. EPA 832-F-99-064 US EPA, Washington DC, Sep. 1999b.

EPA – Environmental Protection Agency. Chlorine disinfection. EPA 832-F-99-065 US EPA, Washington DC, Sep. 1999b

GHYOOT, W.; VERSTRAETE, W. Reduced sludge production in two-stage membrane –assisted bioreactor. **Water Research**, v. 34. nº1, p. 205-215, 1999.

FRELLO, P. C. Avaliação da toxicidade aguda do agrotóxico carbofuran utilizando reativos biológicos: *Poecilia reticulata* e *Daphnia magna*. Florianópolis, 1998. 96 p. **Dissertação**. (Mestrado em Engenharia Ambiental). Curso de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina.

GORDON, G.; SLOOTMAEKERS, T. AND WOOD III, DELMER W. Minimizing chlorite ion and chlorate ion in water treated with chlorine dioxide. **Journal AWWA, Research. e Technology**, p. 160-165, April, 1990.

GRASSI, M. T.; JARDIM, W. F. Ozonização de águas: aspectos químicos e toxicológicos. **Revista DAE - SABESP**, v.53, n.º 173, p. 01-06, set/out 1993.

HARRINGTON, R. Update on chlorite toxicology studies. Third International Symposium, New Orleans, LA, p. 53-60, 1995.

HEITZMANN, J. F. N.; LEME, A. C. M. Redução da concentração de trihalometanos em água de abastecimento – Um caso prático. SABESP, p. 1-14, 1998.

IVANCEV-TUMBAS, I.; DALMACIJA, B.; TAMAS, ZAGORKA and KARLOVIC, E. The effect of different drinking water treatment processes on the rate of chloroform formation in the reactions of natural organic matter with hypochlorite. **Water Research**, v. 33, n.º 18. p. 3715-3722, 1999.

KRATASSYUK, V. A.; ESIMBEKOVA, E. N.; GLADYSHEV, M. I.; KHROMICHEK, E. B.; KUZTNETSOV A. M.; IVANOV, E. A. The bioluminescent biotest for study of natural and laboratory aquatic ecosystems. **Chemosphere**, n.º 42, p. 909-915, 2001.

KNIE, J. Proteção ambiental com testes ecotoxicológicos. experiências com análise de águas e efluentes do Brasil. Projeto de Gerenciamento de Recursos Hídricos em Santa Catarina, FATMA/GTZ, 1998.

LAPOLLI, F. R. Biofiltração e microfiltração tangencial para tratamento de esgotos sanitários. São Paulo. 1998. 186 p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos- Universidade de São Paulo.

- LAZAROVA, V.; SAVOYE, P.; JANEX, M. L.; BLATCHLEY, III E. R.; and POMMEPUY. Advanced wastewater disinfection technologies: state of the art and perspectives. **Water Science & Technology**, v. 40, n.º 4 , p. 203-213, 1999.
- LIMA, A. F. Problemas da Engenharia Sanitária. Editora Universitária, UFPE. Recife, PE. Cap. 25, p. 272-279, 1993.
- MAYNARD, H. E.; OUKI, S. K.; WILLIAMS, S. C. Tertiary Lagoons: mechanisms and performance. **Water Research**, v. 33, n.º 1, p. 1- 13, 1998.
- MELO, F. L. C; SENS, M. L. A influência de produtos auxiliares de tingimento no consumo de ozônio na descoloração de efluentes têxteis. **Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – Rio de Janeiro. RJ. 1999. CDROOM.**
- MEZRIOUI, N.; OUFDUO, K. Abundance and antibiotic resistance of non-*O1 Vibrio cholerae* strains in domestic wastewater before and after treatment in stabilization ponds in na arid region (Marrakesh, Morocco). **Microbiol. Ecol.** v. 21, p. 277-284, 1996.
- METCALF & EDDY. Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse. 3ª ed., New York. McGraw-Hill. 920p. 1991.
- MEYER, S. T.; O uso do cloro na desinfecção de águas, a formação de trihalometanos e os riscos potenciais à saúde pública. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro 10 (1): p. 99-110, jan/mar, 1994



MONARCA, S.; FERETTI, D.; COLLIVIGNARELLI, C.; GUZZELLA, L.; ZERBINI I., BERTANZA, G.; PEDRAZZANI, R. The influence of different disinfectant on mutagenicity and toxicity of urban wastewater. **Water Research**, v. 34, n.º 17, p. 4261-4269, 2000.

MOTA, S. Avaliação do desempenho de culturas irrigadas com esgoto tratado. **Anais do 20º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 1999 - Rio de Janeiro.RJ. CDROOM.

NARKIS, N.; KOTT, Y. Comparison between chlorine dioxide and chlorine for use as disinfectant of wastewater effluents. **Water Science & Technology**,. v. 26, n.º 7-8, p. 1483-1492, 1992.

NARKIS, N. Chlorine Dioxide, disinfection at each stage of advanced physic-chemical treatment of effluents. **Environmental and Water Resources Engineering, Technion - Israel Institute of Technology - Technion**, Haifa - Israel, 1986.

NARKIS, N. The Use of chlorine dioxide disinfection of wastewater in water chlorination, chemistry environmental impact and health effects. R. E. Jolly, ed. **Lewis Publ.** v. 6, Chap.73, p. 955-966. 1987.

NETTO, J.M.A.; HESS, M.L.; Tratamento de águas residuárias. Separata da **Revista DAE**, São Paulo, 218 p., 1970.

OMS - ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. A Desinfecção da água. Washington DC, 1999.

ORTH, P. D.; NETO, M. A.; JÚNIOR R. F. Desinfecção de efluentes de estações de tratamento por ozonização. **Anais do 14º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental**. São Paulo, p. 553-563, 1987.

PEARSON, H. W. The microbiology of waste stabilization ponds and wastewater storage and treatment reservoirs storage and its impact on design. **Anais do Seminário Internacional de Tratamento e Disposição de Esgotos Sanitários: Tecnologia e Perspectiva para o Futuro**. Companhia de Água e Esgotos. Brasília, 203 p., 1996.

PORTARIA N.º 1469 de 29 de dezembro de 2000. Norma de Qualidade da Água Para Consumo Humano. Ministério da Saúde . D O n.º 1- E de 2/1/2001, Seção 1, pág. 19 e no DO n.º 7- E de 10/1/2001, Seção 1, p. 26.

REIS, E, G.; ASMUS, M. L.; CASTELLO, J. P.; CALLIARI, L. J. Gerenciamento Costeiro Integrado: Trocas e inter-relações entre sistemas das bacias de drenagem, lagoas costeiras e oceanos adjacentes. Programa TRAIN-SEA-COAST. Brasil – Rio Grande, 2ª Edição, 376 p., 1997.

RICHARDSON, S. D.; THRUSTON, J.R. AND COELLETTE, T. Multispectral identification of chlorine dioxide disinfection byproducts in drinking water. **Environmental Science & Technology**, v. 28, n.º 4, 1994.

SALTER, H. E.; BOYLE, L.; OUKI, S. K.; QUARMBY, J.; WILLIAMS, S. C. The performance of tertiary lagoons in the united kingdom: I. **Water Research**. v. 33, n.º 18, p. 3775- 3781, 1999.

SAMPAIO, A. O., CAMPOS, J. R.; Desinfecção de Esgotos Sanitários com Utilização de 'Radiação Ultravioleta. **Revista DAE – SABESP**, v. 45, n.º 140, mar 1985.

SANTA CATARINA, Lei n.º 5793 de 15 de outubro de 1980. Dispõe Sobre Proteção e Melhoria da Qualidade Ambiental e dá Outras Providencias. Diário Oficial do Estado nº 11.587, de 22/10/1980.

SANTA CATARINA, Decreto n.º 14250 de 5 de junho de 1981. Regulamenta Dispositivos da Lei n.º 5793 de 15 de outubro de 1980, Referentes à Proteção e Melhoria da Qualidade Ambiental e dá Outras Providencias. Diário Oficial do Estado de 09/06/1981.

SANSEBASTIANO, G.; Epidemiological Review on Chlorine Dioxide. **Chlorine Dioxide and Disinfection**, 235 p., 1996.

SIGHIERI, L. O Cloro. Propriedades, produção, manuseio, perigos. condições de segurança. **Desinfecção de Águas**, Cap. 5, p. 29-46. CETESB, São Paulo, 1974.

SILVA, S. R.; AGUIAR, M. M.; MENDONÇA, A. S. F. Correlação entre a DBO e a DQO em esgotos domésticos para a região da Grande Vitória, ES. **Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – Rio de Janeiro. RJ. 1999. CDROOM.**

SILVA, F. J. A.; NETO, J. C.; SILVA, S. A. Demanda de oxigênio em efluentes de lagoas de estabilização – **Anais do IX SILUBESA**, Porto Seguro. Ba. 2000. CDROOM.

- SILVA, L. P. Cloração da água – Universidade Federal da Paraíba – Escola Politécnica. Campina Grande, Pb, 90 p., 1968.
- SILVA, P. B. J.; SOUZA, T. J.; LEITE, D.V.; ARAUJO, C. W. H. Avaliação da remoção da matéria orgânica em um tanque séptico não convencional (fluxo ascendente) seguido por lagoas de estabilização – **Anais do IX SILUBESA**, Porto Seguro. Ba. 2000. CDROOM.
- SILVA, S. A.; Mara, D. D. Tratamento Biológicos de Águas Residuárias – **Lagoas de Estabilização**. 140 p, 1ª ed., ABES. Rio de Janeiro, 1979.
- SODI SCIENTÍFICA Sp. .A. A. Manuale: installazione – conduzione – manutenzione. Revisione luglio 1993. Firenze, Itali.
- SOUZA, M. A. A. Desinfecção Solar: proposta de metodologia de estudo de viabilidade e determinação dos parâmetros básicos. **Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental** – Rio de Janeiro. RJ. 2000. CDROOM.
- TAVANTI, M. Il bioossido di cloro. note, teoriche e proposte applicative. **SODI SCIENTÍFICA**, Firenze, Itali, sd.
- TECNOSAN ENGENHARIA S/A. Relatório Técnico Preliminar do Sistema de Esgoto Sanitário de Balneário Camboriú. **CASAN**, 1980.
- TRAIN SEA COAST. Relatório do Workshop – Desenvolvimento Costeiro e Oceânico no Brasil – Análise e Perspectivas. Programa Train Sea Coast - Brasil. ONU/FURG/CIRM. Rio Grande: RS. 12 p., 1996.

TSUTIYA, T. M.; SCHNEIDER, P.R. Tratamento de água e esgoto através de membranas filtrantes. **Anais do X Encontro Técnico. SANEAS. Informativo da Associação dos Engenheiros da SABESP. N.º 10 p. 61-82, agosto, 1999.**

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. Tratamento Anaeróbio de Esgotos. Um manual para regiões de clima quente. 222 p., 1994.

VON SPERLING, M. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos, v 1, 1ª Edição, Belo Horizonte DESA-UFMG, 240 p., 1995a.

VON SPERLING, M. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos, v 2, 1ª Edição, Belo Horizonte DESA-UFMG, 211p, 1996b.

VON SPERLING, M.; Proposição de modelos para a estimativa da remoção de coliformes em lagoas de estabilização, com base em dados de 33 lagoas brasileiras. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, v.5, n º 3 jul/set 2000 e n º 4 p. 133-152, out/dez 2000 .**